

MARILIA ALVES GRUGIKI

**AVALIAÇÃO E MANEJO ADAPTATIVO EM ÁREAS SOB PROCESSO DE
RESTAURAÇÃO FLORESTAL**

**RECIFE
Pernambuco - Brasil
Fevereiro – 2018**

MARILIA ALVES GRUGIKI

**AVALIAÇÃO E MANEJO ADAPTATIVO EM ÁREAS SOB PROCESSO DE
RESTAURAÇÃO FLORESTAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, para obtenção do Título de Doutor em Ciências Florestais.

Orientadora:

Prof^a. Dr^a. Ana Lícia Patriota Feliciano – DCFL/UFRPE

Co-orientadores:

Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon – DCFL/UFRPE

Prof. Dr. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira – DCFL/UFRPE

RECIFE
Pernambuco - Brasil
Fevereiro – 2018

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

G886a Grugiki, Marilia Alves
Avaliação e manejo adaptativo em áreas sob processo de restauração florestal / Marilia Alves Grugiki. – 2018.
138 f. : il.

Orientadora: Ana Lícia Patriota Feliciano.
Coorientadores: Luiz Carlos Marangon, Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Recife, BR-PE, 2018.
Inclui referências.

1. Indicadores ecológicos 2. Ecossistema de referência
3. Regeneração natural I. Feliciano, Ana Lícia Patriota, orient.
II. Marangon, Luiz Carlos, coorient. III. Ferreira, Rinaldo Luiz Caraciolo, coorient. IV. Título

CDD 634.9

MARILIA ALVES GRUGIKI

AVALIAÇÃO E MANEJO ADAPTATIVO EM ÁREAS SOB PROCESSO DE
RESTAURAÇÃO FLORESTAL

APROVADA em 27/02/2018

Banca Examinadora:

Elba Ferraz

Prof. Dr. Elba Maria Nogueira Ferraz Ramos - IFPE

Everson B. Oliveira

Prof. Dr. Everson Batista de Oliveira - CODAI/UFPE

Carlos Frederico Lins e Silva Brandão

Prof. Dr. Carlos Frederico Lins e Silva Brandão - CCA /UFAL

Lúcia de Fátima de Carvalho Chaves

Prof. Dr. Lúcia de Fátima de Carvalho Chaves - DCFL/UFPE

Orientadora:

Ana Lúcia P. Feliciano

Prof. Dr. Ana Lúcia Patriota Feliciano - DCFL/UFPE

RECIFE-PE
Fevereiro/2018

Aos meus pais, Lucinéia e Sebastião

DEDICO

AGRADECIMENTOS

À minha família, por tudo que representa para mim! Aos meus amados pais, Sebastião e Lucineia, pelo apoio incondicional e por serem os pilares que me sustentam nesse mundo. Aos meus irmãos, em especial ao João Antonio, que aceitou ser “a segunda dobra do cordão”, tornando essa jornada menos pesada e repleta de fé. Agradeço ainda, às meninas que alegam a minha vida: Mel, Nina e Mila.

À minha orientadora, Prof^ª Dr^ª Ana Lícia Patriota Feliciano, por todo empenho para a realização deste trabalho, com sua paciência, apoio, confiança e compreensão nos momentos em que precisei. Acima de tudo, minha gratidão por ter aceitado ser minha orientadora, ensinando-me sobre a Ciência Florestal e sobre a vida. Ao meu coorientador, Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon, minha sincera gratidão, por ter sido mais que um coorientador. Agradeço-o por todos os ensinamentos e palavras de ânimo e incentivo. Ao meu coorientador Prof. Dr. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira, pelas contribuições e sugestões no desenvolvimento da tese.

À Universidade Federal Rural de Pernambuco pela acolhida e por toda a infraestrutura disponibilizada para a realização do doutorado.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da UFRPE, por todo suporte disponibilizado para realização do doutorado; à Juliana Pereira, pela disponibilidade em sempre ajudar na secretaria do PPGCF e à CAPES pela concessão da bolsa. Agradeço ainda aos professores do Departamento de Ciência Florestal da UFRPE pelos ensinamentos ao longo do curso.

À Usina Cruangi S/A, por ter cedido as áreas de estudo e pelo apoio na execução do trabalho. Em especial, agradeço ao funcionário Plácido Borba.

Ao professor Rafael Leite Braz, por interceder junto à Stihl para a liberação do motopodador utilizado neste estudo. Agradeço-o, ainda, pela amizade, parceria e todo apoio no decorrer do doutorado. À Stihl, pelo empréstimo do motopodador usado neste estudo.

À equipe do Herbário Sérgio Tavares, Dr^ª Ângela Maria e Horivani, pela dedicação na identificação das espécies e pelos conhecimentos repassados; e ao Marcos Chagas, pela amizade e valiosa ajuda em campo.

Aos moradores da comunidade Engenho Boa Vista pelo carinho e amizade durante estes três anos de atividades de campo. Em especial, ao Sr. Gilson e família.

Aos colegas, que tanto me ajudaram nas atividades de campo, Bruno, Débora, Camila, Samuel, Beto, Santiago e, em especial, Marília, Dario e Lucas, essenciais em todas as etapas de coleta dos dados. Muito obrigada!

Agradeço aos colegas do PPGCF/UFRPE, em especial, ao Guera, Juvenal, Tibério, Tamires, Nathan, Nélio, Suellen, Beto, Joselane e Valdemir.

Em especial, agradeço aos amigos Marília, Dario, Nailson, Pedro e Micheline, que me sustentaram em alegria e apoio, manifestando lealdade e companheirismo em todos os momentos.

À Igreja Verbo da Vida Zona Norte, por ser o lugar onde recebo refrigério.

Aos meus amigos de sempre e para sempre, que mesmo de tão longe se fazem tão presentes: Isabel, Felipe, Penha, Alessandro, Ranusa, Renato, Silvania e Carla.

E SOBRETUDO, agradeço a Deus, o meu Pai, por ter me dado tantos motivos para agradecer. “Tu tens sido tão, tão bom para mim...”

GRUGIKI, MARILIA ALVES. **Avaliação e manejo adaptativo em áreas sob processo de restauração florestal**. 2018. Orientadora: Ana Lícia Patriota Feliciano. Co-orientadores: Luiz Carlos Marangon e Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira.

RESUMO GERAL

Nas últimas décadas observou-se um aumento considerável nas pesquisas envolvendo a restauração florestal, abordando aspectos importantes relacionados à avaliação e ao manejo adaptativo. Objetivou-se com esse estudo avaliar o processo de restauração em ecossistemas florestais, a fim de propor, realizar e monitorar as ações de manejo adaptativo e avaliar a percepção dos moradores locais sobre o processo de restauração implantado. As áreas de estudo localizam-se em Timbaúba/PE, sendo duas áreas de restauração (A1 e A2) e uma de referência (ER). Para a avaliação das áreas (A1, A2 e ER) foram utilizados indicadores ecológicos de: 1) Estrutura; 2) Composição; 3) Paisagem (conectividade e distância de fragmentos); 4) Perturbações antrópicas (trilhas, fogo, lixo e presença de animais) e 5) Função (serapilheira e regeneração natural). Na área A2, após o monitoramento da restauração, foi realizada a abertura do dossel em três classes como técnica de manejo adaptativo. Para verificar a influência da abertura do dossel foram quantificados os indivíduos arbustivos e arbóreos com altura $\geq 0,20$ m e $CAP_{1,30\text{ m}} < 15,0$ cm. Para subsidiar as discussões acerca da regeneração na área, o banco de sementes do solo também foi avaliado. Ainda foram realizadas entrevistas semiestruturadas com os moradores das comunidades Engenho Boa Vista (EBV) e Engenho Cumbe (EC), no entorno das áreas em processo de restauração. Na área A1 foram amostrados 147 indivíduos (588 ind. ha^{-1}) de espécies arbustivas e arbóreas, distribuídos em 20 espécies; na A2, 109 indivíduos (436 ind. ha^{-1}), pertencentes a 13 espécies e, no ER, amostraram-se 261 indivíduos (696 ind. ha^{-1}), distribuídos em 39 espécies. O ER obteve os maiores valores para a riqueza de espécies e para os índices de diversidade quando comparado com as áreas em restauração. Na área A2, a baixa regeneração natural constitui o fator limitante do processo de restauração, afetando o seguimento da trajetória sucessional. No levantamento que antecedeu a abertura do dossel foram amostrados 512 ($2276 \text{ ind. ha}^{-1}$) indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes e após 12 meses da abertura o número de indivíduos amostrados foi 984 ($4373 \text{ ind. ha}^{-1}$). Nas parcelas que receberam o manejo, sete espécies foram registradas, exclusivamente, após a abertura do dossel. Resultados referentes à abundância e recrutamento de indivíduos regenerantes foram notoriamente superiores nas parcelas que receberam o manejo. A densidade do banco de sementes do solo foi de 3302 plântulas por m^2 , distribuídas entre herbáceas e arbustivas. Em relação à percepção dos moradores sobre a restauração, 100% dos entrevistados da EBV afirmaram que a implantação do projeto de restauração trouxe benefícios para a população, tais como: melhoria do clima (100%), refúgio de animais (41,7%) e a paisagem mais bela (41,7%). Na comunidade EC, 66,6% dos entrevistados também confirmam que o plantio trouxe benefícios para a comunidade, destacando-se a melhoria do clima (100%), regulação do nível e da temperatura da água do rio (83,3%) e paisagem mais bela (33,3%). A avaliação das áreas em restauração evidenciou a necessidade de ações de manejo adaptativo na A1, sendo que esse proporcionou aumento no número de indivíduos regenerantes. A população possui boa percepção sobre o meio ambiente e a restauração florestal, no entanto, algumas de suas ações interferem negativamente no processo de restauração das áreas.

Palavras-chave: Indicadores ecológicos; Ecossistema de referência; Regeneração natural.

GRUGIKI, MARILIA ALVES. **Evaluation and adaptive management in areas under forest restoration process.** 2018. Advisor: Ana Lícia Patriota Feliciano. Committee: Luiz Carlos Marangon e Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira.

GENERAL ABSTRACT

In recent decades there has been a considerable increase in research involving forest restoration, addressing important aspects related to assessment and adaptive management. The objective of this study was to evaluate the restoration process in forest ecosystems in order to propose, perform and monitor adaptive management actions and to evaluate the perception of local residents about the restoration process implemented. The study areas are located in Timbaúba/PE, with two restoration areas (A1 and A2) and one reference area (ER). For the evaluation of the areas (A1, A2 and ER), ecological indicators were used: 1) Structure; 2) Composition; 3) Landscape (connectivity and distance of fragments); 4) Anthropogenic disturbances (trails, fire, rubbish and presence of animals) and 5) Function (litter and natural regeneration). In area A2, after the restoration monitoring, the canopy was opened in three classes as an adaptive management technique. In order to verify the influence of canopy opening, shrub and tree individuals with height ≥ 0.20 m and CAP1, $30 \text{ m} < 15.0 \text{ cm}$ were quantified. To support the discussions about regeneration in the area, the soil seed bank was also evaluated. Semistructured interviews were also carried out with the residents of the Engenho Boa Vista (EBV) and Engenho Cumbe (EC) communities, around the areas undergoing restoration. In the A1 area, 147 individuals (588 ind. ha^{-1}) of shrub and tree species were sampled, distributed in 20 species; in the A2, 109 individuals (436 ind. ha^{-1}), belonging to 13 species, and in the ER, 261 individuals (696 ind. ha^{-1}) were sampled, distributed in 39 species. The ER obtained the highest values for species richness and diversity indexes when compared to areas under restoration. In the A2 area, the low natural regeneration is the limiting factor of the restoration process, affecting the follow-up of the successional trajectory. A total of 512 ($2276 \text{ ind. ha}^{-1}$) individuals were sampled in the survey prior to the opening of the canopy, and after 12 months of opening the number of individuals sampled was 984 ($4373 \text{ ind. ha}^{-1}$). In the plots that received the management, seven species were recorded, exclusively, after the canopy was opened. Results regarding the abundance and recruitment of regenerating individuals were notoriously higher in the plots receiving the management. The density of the soil seed bank was 3302 seedlings per m^2 , distributed between herbaceous and shrub. Regarding the perception of the residents about the restoration, 100% of EBV respondents stated that the restoration project brought benefits to the population, such as: climate improvement (100%), animal shelter (41.7%), and the most beautiful landscape (41.7%). In the EC community, 66.6% of the interviewees also confirmed that the planting brought benefits to the community, highlighting the improvement of the climate (100%), regulation of the level and temperature of the river water (83.3%) and landscape (33.3%). The evaluation of the areas under restoration evidenced the need for adaptive management actions in the A1, which provided an increase in the number of regenerating individuals. The population has a good perception about the environment and the forest restoration, however, some of its actions interfere negatively in the process of restoration of the areas.

Keywords: Ecological indicators; Ecosystem of reference; Natural regeneration.

SUMÁRIO

| | |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| 1. INTRODUÇÃO GERAL..... | 14 |
| 2. REVISÃO DE LITERATURA..... | 17 |
| 2.1 Restauração florestal e a importância do seu monitoramento..... | 17 |
| 2.2 O uso de indicadores ecológicos no monitoramento..... | 18 |
| 2.2.1 A regeneração natural como indicador ecológico..... | 20 |
| 2.3 Ações de Manejo Adaptativo para a superação de filtros ecológicos na restauração... | 21 |
| 2.3.1 A influência da abertura do dossel na regeneração natural..... | 24 |
| 2.4 A participação das comunidades rurais no processo de restauração florestal..... | 25 |
| 3. REFERÊNCIAS..... | 26 |
| CAPÍTULO 1. Avaliação de áreas em restauração por indicadores ecológicos para subsidiar ações de manejo adaptativo..... | 34 |
| 1. INTRODUÇÃO..... | 37 |
| 2. MATERIAL E MÉTODOS..... | 38 |
| 2.1 Caracterização das áreas de estudo..... | 38 |
| 2.2 Aplicação dos indicadores ecológicos..... | 39 |
| 2.3 Análise dos dados..... | 43 |
| 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO..... | 44 |
| 3.1 Indicadores ecológicos..... | 44 |
| 3.1.1 Indicadores de composição e estrutura..... | 44 |
| 3.1.2 Indicadores de paisagem..... | 59 |
| 3.1.3 Indicadores de perturbações antrópicas..... | 60 |
| 3.1.4 Indicadores de função..... | 62 |
| 3.1.5 Diagnóstico da restauração florestal nos ecossistemas estudados..... | 70 |
| 4. CONCLUSÕES..... | 72 |
| 5. REFERÊNCIAS..... | 73 |
| CAPÍTULO 2. Monitoramento da influência da abertura do dossel na regeneração natural..... | 80 |
| 1. INTRODUÇÃO | 83 |
| 2. MATERIAL E MÉTODOS | 85 |
| 2.1 Descrição da área..... | 85 |
| 2.2 Desenho experimental e abertura do dossel..... | 85 |
| 2.3 Avaliação da regeneração natural..... | 87 |
| 2.4 Banco de sementes do solo..... | 88 |
| 2.5 Análise dos dados..... | 89 |
| 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 90 |
| 3.1 Regeneração natural..... | 90 |
| 3.2 Banco de sementes do solo..... | 111 |
| 4. CONCLUSÕES..... | 114 |
| 5. REFERÊNCIAS..... | 114 |
| CAPÍTULO 3. Percepção dos moradores locais sobre a restauração florestal..... | 122 |
| 1. INTRODUÇÃO | 125 |
| 2. MATERIAL E MÉTODOS | 126 |
| 2.1. Descrição das comunidades rurais..... | 126 |
| 2.2. Entrevistas semiestruturadas..... | 127 |
| 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 127 |
| 4. CONCLUSÕES..... | 135 |
| 5. REFERÊNCIAS | 136 |
| CONCLUSÕES GERAIS..... | 138 |

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

| Figura | | Página |
|--------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------|
| 1 | Áreas em processo de restauração florestal (A1 e A2) e o ecossistema de referência (ER), localizadas no município de Timbaúba, PE..... | 39 |
| 2 | Porcentagem de espécies registradas por família botânica no componente adulto das áreas em processo de restauração florestal, A1 e A2, e em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual considerado como ecossistema de referência, ER, localizados no município de Timbaúba, PE..... | 47 |
| 3 | Espécies <i>Hymenaea courbaril</i> L. (a) e <i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna (b), cinco anos após o plantio, e a ocorrência de alagamentos na época chuvosa (c e d), em uma área em processo de restauração florestal (A2), localizada no município de Timbaúba, PE..... | 51 |
| 4 | Percentual de espécies e indivíduos por grupos sucessionais e por síndromes de dispersão de sementes nas áreas em restauração florestal (A1 e A2) e no ecossistema de referência (ER), localizados no município de Timbaúba, PE..... | 52 |
| 5 | Alturas e diâmetros médios dos indivíduos do componente adulto de áreas em processo de restauração florestal (A1 e A2) e de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (ecossistema de referência – ER), localizados no município de Timbaúba, PE..... | 54 |
| 6 | Ocorrência dos indicadores de perturbações antrópicas nas áreas em processo de restauração florestal localizadas no município de Timbaúba, PE. Em destaque, extrativismo (a) e presença humana (b) na A1 e o descarte de lixo (c) e dejetos de animais (d) na A2..... | 61 |
| 7 | Indicadores de processos ecológicos (cobertura do solo, altura da serapilheira e serapilheira acumulada) nas áreas em processo de restauração florestal (A1 e A2) e no ecossistema de referência, localizados no município de Timbaúba, PE..... | 62 |
| 8 | Dendrograma florístico do estrato regenerante das áreas em processo de restauração (A1 e A2) e do ecossistema de referência, localizados no município de Timbaúba, PE..... | 69 |
| 9 | Detalhe do sub-bosque da A2 (a) com baixa ocorrência de indivíduos regenerantes e o sub-bosque da A1 (b) com maior ocorrência de indivíduos regenerantes..... | 70 |

CAPÍTULO 2

| Figura | | Página |
|--------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------|
| 1 | Vista espacial (a) e sub-bosque (b) de uma área em processo de restauração localizada no município de Timbaúba, PE..... | 85 |
| 2 | Detalhe do processamento das imagens para obtenção dos valores de abertura do dossel, antes (a) e depois (b) da poda do dossel de uma área em processo de restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE..... | 86 |
| 3 | Distribuição das parcelas em suas respectivas classes de aberturas de dossel (%) em uma área em processo de restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE..... | 86 |

| | | |
|----|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 4 | Detalhe da abertura do dossel a partir da poda dos galhos dos indivíduos (a) e o fracionamento dos resíduos de galhos deixados na área (b), em uma área em processo de restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE..... | 87 |
| 5 | Porcentagem de espécies e de indivíduos registrados antes e após a abertura do dossel em uma área em restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE..... | 92 |
| 6 | Percentual de espécies e indivíduos por grupo ecológico, nas classes de abertura, verificado antes (T0) e 12 meses após a abertura do dossel (T4) no estrato regenerante de uma área em processo de restauração florestal, localizado no município de Timbaúba, PE..... | 98 |
| 7 | Indivíduos de <i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard estabelecidos e se desenvolvendo em meio a galhos trazidos e empilhados pelo fluxo de água em época chuvosa, em uma área em processo de restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE..... | 100 |
| 8 | Comportamento das cinco espécies florestais mais abundantes e frequentes no componente regenerante em resposta às diferentes classes de abertura do dossel em uma área em processo de restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE..... | 101 |
| 9 | Capacidade germinativa de sementes de <i>Terminalia catappa</i> L. (a e b) e brotação de <i>Inga ingoides</i> (Rich.) Willd. a partir do sistema radicular (c), observadas, visualmente, no estrato regenerante de uma área em processo de restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE..... | 103 |
| 10 | Abundância, recrutamento e mortalidade de indivíduos antes (Tempo 0) e após a abertura do dossel (T1, T2, T3 e T4) em uma área em processo de restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE..... | 106 |
| 11 | Abundância, recrutamento e mortalidade de indivíduos nas diferentes classes de abertura de dossel em uma área em processo de restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE..... | 107 |
| 12 | Vista parcial do sub-bosque de área não manejada e manejada (a), sub-bosque de uma parcela antes do manejo (b) e 12 meses após manejo (c) e sub-bosque de uma parcela maneja com indivíduos de <i>Cecropia pachystachya</i> Trécul em uma área em processo de restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE..... | 110 |

CAPÍTULO 3

| Figura | | Página |
|--------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------|
| 1 | Localização das comunidades Engenho Boa Vista (EBV) e Engenho Cumbe (EC) e das respectivas áreas em processo de restauração, localizadas no município de Timbaúba, PE..... | 126 |
| 2 | Importância das florestas e sua conservação na opinião dos moradores entrevistados (%) na comunidade engenho Boa Vista (a) e Engenho Cumbe (b), localizadas no município de Timbaúba, PE..... | 130 |
| 3 | Serviços ecossistêmicos promovidos pelas áreas em restauração na opinião dos moradores entrevistados nas comunidades rurais Engenho Boa Vista e Engenho Cumbe, localizadas no município de Timbaúba, PE..... | 132 |
| 4 | Opinião dos moradores entrevistados (%) sobre o processo de restauração (a) e o percentual de entrevistados que visitaram as áreas (b) em | |

| | |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| restauração localizadas nas comunidades rurais Engenho Boa Vista e Engenho Cumbe, no município de Timbaúba, PE..... | 133 |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

| Tabela | | Página |
|--------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------|
| 1 | Indicadores ecológicos selecionados para avaliação das áreas em processo de restauração (A1 e A2) e de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual considerado como ecossistema de referência (ER), localizados no município de Timbaúba, PE..... | 40 |
| 2 | Aspectos florísticos do componente adulto das áreas em processo de restauração florestal, A1 e A2, e de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual considerado como ecossistema de referência, ER, localizados no município de Timbaúba, PE..... | 45 |
| 3 | Aspectos florísticos do componente adulto das áreas em processo de restauração florestal (A1 e A2) e de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (ecossistema de referência – ER), localizados no município de Timbaúba, PE..... | 49 |
| 4 | Comparação entre as áreas desse estudo com outros ecossistemas em processo de restauração estudados contemplando os diferentes descritores de diversidade..... | 49 |
| 5 | Número de espécies comuns, exclusivas e Índice de Similaridade de Jaccard para o componente arbóreo dos ecossistemas em processo de restauração florestal (A1 e A2) e de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (ecossistema de referência – ER), localizados no município de Timbaúba, PE..... | 50 |
| 6 | Parâmetros fitossociológicos organizados em ordem decrescente de valor de importância (VI%) do componente adulto de uma área em restauração florestal (A1), localizada no município de Timbaúba, PE..... | 55 |
| 7 | Parâmetros fitossociológicos organizados em ordem decrescente de valor de importância (VI%) do componente adulto de uma área em restauração florestal (A2), localizada no município de Timbaúba, PE..... | 56 |
| 8 | Parâmetros fitossociológicos organizados em ordem decrescente de valor de importância (VI%) do componente adulto de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (ER), localizado no município de Timbaúba, PE..... | 57 |
| 9 | Caracterização dos indicadores de paisagem nas áreas em processo de restauração florestal (A1 e A2) e o ecossistema de referência (ER), localizados no município de Timbaúba, PE..... | 59 |
| 10 | Frequência de ocorrência de perturbações antrópicas nas áreas em processo de restauração florestal (A1 e A2) e no ecossistema de referência (ER), localizados no município de Timbaúba, PE..... | 60 |
| 11 | Florística e atributos funcionais do componente regenerante das áreas em processo de restauração florestal (A1 e A2) e de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (ecossistema de referência – ER), localizados no município de Timbaúba, PE..... | 63 |
| 12 | Estrutura do componente regenerante das áreas em processo de restauração florestal (A1 e A2) e de um fragmento de Floresta | 66 |

| | | |
|----|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| | Estacional Semidecidual (ecossistema de referência – ER), localizados no município de Timbaúba, PE..... | |
| 13 | Aspectos florísticos do componente regenerante das áreas em processo de restauração florestal (A1 e A2) e de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (ecossistema de referência – ER), localizados no município de Timbaúba, PE..... | 67 |
| 14 | Número de espécies comuns e exclusivas e Índice de Similaridade de Jaccard entre o componente adulto e regenerante de áreas em processo de restauração florestal (A1 e A2) e de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (ecossistema de referência – ER), localizados no município de Timbaúba, PE..... | 68 |
| 15 | Indicadores ecológicos aplicados em áreas em processo de restauração florestal (A1 e A2) e em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (ecossistema de referência – ER), localizados no município de Timbaúba, PE..... | 69 |

CAPÍTULO 2

| Tabela | | Página |
|--------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------|
| 1 | Valores da abertura de dossel, antes e após a poda, e luz total incidente nas parcelas de cada classe após a poda (mols/m ² /d) em uma área em processo de restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE..... | 87 |
| 2 | Relação das espécies amostradas no estrato regenerante antes (2016) e após a abertura do dossel (2017) em uma área em processo de restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE..... | 90 |
| 3 | Parâmetros fitossociológicos do componente regenerante da classe um (C1) de uma área em restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE..... | 94 |
| 4 | Parâmetros fitossociológicos do componente regenerante da classe dois (C2) de uma área em restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE..... | 95 |
| 5 | Parâmetros fitossociológicos do componente regenerante da classe três (C3) de uma área em restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE..... | 96 |
| 6 | Densidade, recrutamento, rebrota e morte de indivíduos nas classes de abertura de dossel nos diferentes tempos de avaliação, em uma área em processo de restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE..... | 106 |
| 7 | Anova das análises de regressão entre as variáveis área de abertura do dossel e luz total transmitida e abundância, densidade, riqueza e altura dos indivíduos do componente regenerante em um ecossistema em processo de restauração florestal, localizado no município de Timbaúba, PE..... | 109 |
| 8 | Espécies amostradas no banco de sementes do solo de um ecossistema em processo de restauração, localizado no município de Timbaúba, PE..... | 111 |

CAPÍTULO 3

| Tabela | | Página |
|--------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------|
| 1 | Temas centrais das entrevistas realizadas com os moradores das comunidades rurais Engenho Boa Vista e Engenho Cumbe localizados no município de Timbaúba, PE..... | 127 |
| 2 | Caracterização socioeconômica dos entrevistados das comunidades rurais Engenho Boa Vista e Engenho Cumbe localizadas no município de Timbaúba, PE..... | 128 |
| 3 | Conhecimento sobre Legislação, Área de Preservação Ambiental e Restauração dos moradores entrevistados das comunidades rurais Engenho Boa Vista (EBV) e Engenho Cumbe (EC), localizadas no município de Timbaúba, PE..... | 131 |

1. INTRODUÇÃO GERAL

A prática da restauração florestal tem demandado tempo e recursos financeiros em estudos, na tentativa de reverter os severos danos causados pela degradação ambiental e para restabelecimento de serviços ecossistêmicos em todo o planeta. Nas últimas décadas, os esforços se concentraram na investigação de técnicas mais apropriadas para uma série de cenários distintos, contemplando as mais variadas fitofisionomias florestais, existindo ainda lacunas de conhecimento a serem preenchidas, com estudos envolvendo outros segmentos da restauração.

No Brasil, muitas iniciativas foram mal sucedidas devido à limitação de conhecimentos aplicados e específicos dessas ações nas florestas tropicais, escassez de profissionais capacitados e a intensa demanda por ações emergenciais de restauração, trouxeram inúmeros prejuízos econômicos e até mesmo ecológicos, mas, por outro lado, apontaram caminhos a serem seguidos para que as ações atingissem um nível aceitável de efetividade (RODRIGUES et al., 2009). Por esses motivos, a restauração é considerada uma prática que ainda necessita de muitos avanços para que atinja a eficiência necessária, especialmente em florestas tropicais e subtropicais biodiversas inseridas em paisagens antrópicas (BRANCALION et al., 2010; MARTINS, 2014; BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

A carência de um modelo conceitual reflete também na avaliação e no monitoramento de áreas em restauração, de forma que os desafios futuros exigirão métodos de medição e monitoramento que sejam mais abrangentes, permitindo avaliar se a função do ecossistema está se desenvolvendo em direção a um estado aceitável (HALME et al., 2013; FENGLER et al., 2017). Apesar da importância desses temas, pouca atenção tem sido dada à avaliação e monitoramento das áreas restauradas no Brasil, havendo uma grande lacuna a ser preenchida pela pesquisa e pelos trabalhos técnicos nesse sentido (FERREIRA et al., 2010; MARTINS, 2012).

O monitoramento é a mensuração periódica de indicadores, em áreas sob processo de restauração, visando avaliar sua trajetória sucessional ou outros pontos mais específicos, de forma que, a escolha dos indicadores dependerá do objetivo do monitoramento, devendo ser empregados aqueles de fácil aplicação e que informem sobre a diversidade, estrutura e funcionamento do ecossistema (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005; SUDING, 2011). A finalidade do monitoramento é descrever não apenas a evolução da restauração natural ou induzida da comunidade, mas também apontar a necessidade de novas ações e o sucesso das ações já

implantadas, visando corrigir e/ou garantir que processos críticos para que o desencadeamento da sucessão ecológica local ocorra (TNC, 2016).

A partir da realização do monitoramento é possível diagnosticar se a área permanece seguindo a trajetória sucessional esperada, principalmente, com a retomada dos processos ecológicos, ou se a restauração está estagnada, tendendo ao declínio, devendo ser tomadas decisões para a escolha das ações de manejo adaptativo tendo em vista à superação de filtros ecológicos que atuem na área e que promovam o realinhamento do processo. O termo Manejo adaptativo é definido por Durigan e Ramos (2013) como qualquer forma de manejo que estimula, quando necessárias, mudanças periódicas nos objetivos e protocolos de manejo, em resposta aos dados de monitoramento e outras novas informações, compreendendo, na restauração florestal, as intervenções deliberadas no ecossistema durante sua trajetória, visando superar filtros ou barreiras que dificultem sua evolução rumo ao estado desejado.

Além das questões ecológicas, a compreensão dos aspectos socioeconômicos das comunidades locais que possam interferir direta ou indiretamente nos projetos de restauração ecológica é elemento chave para o seu sucesso. No entanto, de acordo com Oliveira e Engel (2011), em três décadas de pesquisas sobre a restauração, somente 10% dos estudos incluem ou mencionam aspectos socioeconômicos ou o papel e/ou importância das populações locais e sua participação na restauração de paisagens, o que pode explicar o insucesso de várias das iniciativas de restauração.

Nas últimas décadas observou-se um aumento considerável nas pesquisas envolvendo a restauração florestal, a fim de conhecer os diversos fatores que influenciam nesse processo. A queda de alguns paradigmas como o uso de um modelo de plantio desconsiderando a resiliência da área a ser restaurada, e a inserção de uma nova abordagem considerando processos ecológicos e o potencial de autorecuperação destacou-se nos debates entre os pesquisadores. No entanto, ainda existem desafios na busca por uma conceitualização mais sólida de temas importantes, entre os quais, aspectos importantes relacionados ao uso de indicadores ecológicos. Além disso, conhecer os atributos-chave que podem ser aplicados na avaliação e no monitoramento permite verificar se o processo de restauração não está estagnado e se há a necessidade de ser alinhado.

Dentro desse contexto, o objetivo geral desse estudo foi avaliar áreas em processo de restauração florestal, a fim de propor, realizar e monitorar as ações de manejo adaptativo e avaliar a percepção dos moradores locais sobre o processo de restauração florestal implantado nas áreas localizadas no entorno das comunidades. Os objetivos específicos foram: avaliar a estrutura, composição e o funcionamento das áreas a partir da aplicação de indicadores; obter

um diagnóstico do processo de restauração nas áreas; propor e executar ações de manejo adaptativo, quando necessário; monitorar a execução das ações de manejo adaptativo aplicado nas áreas; e avaliar a percepção da população local sobre o processo de restauração.

Esse estudo foi fundamentado nas seguintes hipóteses:

1. As áreas em processo de restauração florestal seguem uma trajetória sucessional progressiva, verificando-se o retorno de sua estrutura, composição e funcionamento.
2. A abertura do dossel como medida de manejo adaptativo alinha a trajetória sucessional de áreas em processo de restauração.
3. As formas de uso praticadas pelos moradores das comunidades interferem no processo de restauração florestal.

Para responder os objetivos propostos, o trabalho foi estruturado em três capítulos, intitulados: Capítulo 1 - Avaliação de áreas em restauração por indicadores ecológicos para subsidiar ações de manejo adaptativo; Capítulo 2 - Monitoramento da influência da abertura do dossel na regeneração natural; Capítulo 3 - Percepção dos moradores locais sobre a restauração florestal.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Restauração florestal e a importância do seu monitoramento

As florestas tropicais hospedam, globalmente, cerca de dois terços das espécies, sendo insubstituíveis para a manutenção da biodiversidade, para o fornecimento dos serviços ecossistêmicos e na mitigação das mudanças climáticas (GARDNER et al., 2010). No entanto, tem-se observado a diminuição gradual dessas florestas devido à perda, fragmentação e degradação dos ecossistemas, resultado da mudança do uso da terra para a implantação da agricultura e expansão urbana (GIBBS et al., 2010), de forma que, entre 1980 e 2012, mais de 100 milhões de hectares de florestas tropicais foram convertidos para outros usos da terra (HANSEN et al., 2013).

Como alternativa para resgatar a biodiversidade desses ecossistemas e, conseqüentemente, a oferta dos serviços ecossistêmicos (benefícios associados à existência e às funções dos ecossistemas), são realizadas ações de restauração ecológica, que no caso de ecossistemas florestais, é chamada de restauração florestal (ARONSON; DURIGAN; BRANCALION, 2011). A restauração florestal é uma atividade intencional que inicia ou acelera a recuperação de um ecossistema em relação à sua integridade ecológica e sustentabilidade (SER, 2004). De forma geral, é um processo que envolve a reconstrução gradual da floresta, recuperando sua biodiversidade, funcionamento ecossistêmico e sustentabilidade ao passar do tempo, ocasionada pelo uso de espécies diferentes, incluindo outras formas de vida além de árvores, em conjunto ou de forma isolada (RODRIGUES et al., 2007). Além de recuperar parte da biodiversidade, é uma alternativa viável para resgatar as interações e serviços ambientais perdidos com a degradação, a partir da reconstrução de comunidades vegetais e animais (CHAZDON, 2008; REY BENAYAS et al., 2009; HOMEM, 2011).

A restauração pode ser realizada por meio de iniciativas passivas, como a condução da regeneração natural, ou ativas, com intervenção humana (HOLL; AIDE, 2011; CHAZDON; URIARTE, 2016). A tomada de decisão sobre qual estratégia ou técnica de restauração utilizar deve ser baseada, principalmente, na capacidade do ecossistema recuperar suas condições anteriores ao distúrbio sem intervenção humana do ecossistema (resiliência natural), no histórico de uso da área e na estrutura da paisagem circundante. Além disso, também precisam ser considerados os objetivos específicos do projeto e os recursos disponíveis para a sua execução (HOLL; AIDE, 2011).

A forma de analisar como a área degradada está reagindo às estratégias de restauração que lhe foram aplicadas é a partir da avaliação e do monitoramento, sendo considerado uma das etapas essenciais de todo processo de restauração ecológica (BRANCALION et al., 2012), uma vez que revela informações importantes sobre a trajetória de restauração das áreas degradadas, fornecendo evidências de declínio ou revelando o potencial de sustentabilidade da área em recuperação (HOWELL; HARRINGTON; GLASS, 2012). A avaliação e o monitoramento de áreas em processo de restauração abrangem aspectos mais amplos do que apenas a avaliação puramente fisionômica da área restaurada, mesmo que periódica, que é o procedimento normalmente exigido pelos órgãos fiscalizadores e pelas entidades certificadoras (BELLOTO et al., 2009).

As ações de avaliação e monitoramento devem ser uma parte crítica e essencial ao longo do processo, em intervalos de tempo, e não apenas ao final de um projeto (VALLAURI et al., 2005). Por ser um processo sistemático pelo qual, periodicamente, detecta-se, descreve-se e avalia-se o estado de um projeto, o monitoramento possibilita revelar padrões e auxiliar na formulação de hipóteses a serem testadas em experimentos posteriores (HOWELL et al., 2012; BRANCALION et al., 2012), além de permitir a identificação das perturbações que porventura estejam incidindo sobre o ecossistema, a definição de medidas de manejo, condução ou replantio e, a verificação da eficiência dos métodos e espécies empregadas, podendo embasar estudos sobre o desenvolvimento das comunidades implantadas e a retomada dos processos ecológicos (SCHIEVENIN et al., 2012), resultando no diagnóstico do processo de restauração, onde serão apontados os sucessos e as falhas dos projetos, devendo apontar a necessidade ou não de manejo adaptativo.

2.2 O uso de indicadores ecológicos no monitoramento

Os indicadores são uma ferramenta que possibilita o levantamento de dados e informações sobre uma situação real e tem por característica central a síntese de informações complexas retendo apenas o significado essencial dos aspectos analisados (MITCHELL, 2007), desempenhando um papel importante no monitoramento, avaliação e gerenciamento dos ecossistemas em restauração (DURIGAN, 2011; BRANCALION et al., 2012).

A discussão sobre o uso de indicadores no monitoramento vem aumentando, considerando, principalmente, os requisitos para o estabelecimento de boas variáveis. Nesse sentido, alguns estudos têm tentado encontrar indicadores que avaliem melhor o sucesso da restauração, como a estrutura da comunidade, a riqueza de espécies de plantas, aves e

formigas (RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005), densidade de indivíduos, área basal e recrutamento de mudas (SUGANUMA; DURIGAN, 2015), entre outros. Mesmo assim, segundo Brancalion et al. (2012), estabelecer indicadores-chave de monitoramento é um desafio, uma vez que implementar muitos indicadores é caro e nem sempre atinge um diagnóstico correto e efetivo da área sob restauração. Os autores ainda ressaltam que, ao mesmo tempo em que os indicadores de monitoramento são desejáveis, é difícil selecionar os indicadores a serem utilizados devido à complexidade e individualidade de cada ecossistema e porque existem muitos indicadores disponíveis.

De acordo com Durigan (2011), para ser eficiente, um indicador de restauração além de atender aos requisitos fundamentais como facilidade de medição, clareza e modificação possível ao longo do processo, deve: ser sensível a fatores que modificam o ecossistema; responder aos fatores que atuam sobre o ecossistema de forma previsível; possibilitar predições sobre os efeitos dos agentes de degradação ou sobre os efeitos benéficos de práticas de manejo; ser integrativo (representando outras variáveis mais difíceis de medir); e ter baixa variabilidade nas respostas aos fatores que esteja representando.

Diante disso, a busca por indicadores adequados para a avaliação da sustentabilidade de ecossistemas restaurados é complexa, sendo um dos maiores desafios para a ecologia da restauração (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005; CABIN, 2007; BRANCALION et al., 2012), uma vez que, não há consenso na literatura científica em relação aos indicadores mais adequados para a avaliação do sucesso da restauração florestal e, conseqüentemente, dos ganhos ambientais (SIQUEIRA; MESQUITA, 2007).

Apesar da importância e variada aplicabilidade, para garantir a eficiência do uso de indicadores, deve-se tomar alguns cuidados, especialmente, na sua escolha. De acordo com Tierney et al. (2009), a primeira etapa na escolha é definir um conjunto de indicadores que possam representar o mais próximo possível a realidade encontrada no ecossistema em restauração, sendo capaz de distinguir um cenário muito degradado de um apenas degradado, ou seja, ter informações de referência, além da atribuição de pesos e notas aos indicadores. A segunda etapa é determinar os pontos que distinguem as condições esperadas, aceitáveis, daquelas indesejadas e sujeitas ao manejo.

De forma geral, têm sido utilizados indicadores que consigam avaliar a retomada das propriedades consideradas para que um ecossistema seja tido como restaurado, entre eles, indicadores de composição, estrutura e função (MORAES; CAMPELLO; FRANCO, 2010). Além disso, outros atributos podem ser considerados, como perturbações trópicas, atributos da paisagem e aspectos sociais. Rigueira e Mariano-Neto (2013) propõem um monitoramento

integrado, baseado em quatro parâmetros gerais (estrutura, composição, funcionamento ecossistêmico e função social) compostos por diferentes indicadores.

Muitas são as variáveis que podem ser utilizadas como indicadores para a avaliação e monitoramento de ecossistemas em restauração, porém, alguns autores afirmam que, como os processos de restauração estão estreitamente relacionados com a vegetação, indicadores de estrutura apresentam a vantagem de serem de fácil quantificação e são, portanto, mais frequentes na maioria dos estudos (YOUNG, 2000; MARTINS, 2012). Rodrigues et al. (2007) ressaltam que o estabelecimento de indicadores deve ter como referência o papel dos processos que levam à estruturação das comunidades, uma vez que os mesmos devem ser mantidos e/ou manipulados para que os objetivos da restauração sejam alcançados, levando-se em consideração a formação florestal original, o processo de sucessão ecológica e a regeneração.

2.2.1 A regeneração natural como indicador ecológico

Dentro da ampla variedade de indicadores que podem ser utilizados no monitoramento do processo de restauração, a regeneração natural é relevante para avaliar o funcionamento de ecossistemas naturais ou em restauração, por representar os processos de chegada, estabelecimento e persistência das espécies e, portanto, a sustentabilidade da comunidade arbórea responsável pelo desencadeamento dos processos ecológicos (DARONCO; MELO; DURIGAN, 2013). A análise das espécies regenerantes fornece dados importantes para o conhecimento da dinâmica de sucessão do ecossistema (ISERNHAGEN et al., 2009), sendo este um dos motivos pelo qual a regeneração tem sido amplamente utilizada na avaliação do sucesso da restauração (VENTUROLI; FELFILI; FAGG, 2011; MARTINS, 2012).

O monitoramento da regeneração permite a obtenção de informações quanto à riqueza, potencial de estabelecimento das espécies e presença de grupos sucessionais, o que possibilita concluir sobre a sustentabilidade do ecossistema (GONZAGA, 2016). De acordo com Rodrigues, Brancalion e Iserhagen (2009), a diversidade da regeneração natural dentro dos ecossistemas em processos de restauração certamente é um dos descritores mais eficientes para avaliar o sucesso das iniciativas de restauração, além de um excelente indicador das ações de manejo necessárias para garantir a sustentabilidade dos ecossistemas restaurados. Segundo os autores, a presença de regenerantes no ecossistema restaurado indica a complexidade de processos inerentes à dinâmica florestal, como a floração e frutificação dos indivíduos restaurados, a dispersão de sementes, a composição do banco de sementes do solo

(permanente e temporário), a germinação das sementes do banco, o recrutamento de plântulas e indivíduos jovens, entre outros (BARBOSA; PIZO, 2006; JORDANO et al., 2006).

A regeneração dos indivíduos pode ser monitorada em todas as etapas da restauração e, a frequência de avaliações dependerá dos objetivos e recursos financeiros disponíveis do projeto. As variáveis mais utilizadas no monitoramento da regeneração, segundo Rodrigues et al. (2009) e Duringan (2011) são referentes à composição e estrutura da comunidade de indivíduos regenerantes, com destaque para a identificação taxonômica; altura dos indivíduos; densidade; classificação das espécies em grupos sucessionais e síndromes de dispersão, e quanto à origem (espécies nativas regionais ou exóticas); homogeneidade da distribuição; avaliação de processos de dispersão: regeneração alóctone ou autóctone.

O potencial da regeneração natural de uma área pode ser estimado a partir do banco de sementes do solo, chuva de sementes, rebrota de estruturas vegetativas e presença de plântulas e indivíduos juvenis remanescentes (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015), sendo que esses processos estão condicionados a alguns fatores como aspectos da paisagem local e histórico de uso da terra. Estudos comprovam que a resiliência da paisagem local determinada pela quantidade e proximidade de remanescentes florestais pode favorecer a regeneração natural em ecossistemas em restauração a partir do banco de sementes e chegada de propágulos. Além disso, o histórico de uso do solo também pode afetar substancialmente a regeneração natural de uma área. Desta forma, considerar a paisagem local da área em que se quer restaurar e, investigar o histórico de uso da mesma, pode contribuir na tomada de decisões quanto às estratégias de restauração que deverão ser utilizadas.

2.3 Ações de Manejo Adaptativo para a superação de filtros ecológicos na restauração

Manejo Adaptativo é um método integrado e multidisciplinar para a gestão dos recursos naturais, tendo como ideia central que os recursos naturais manejados estão em constante mudança, e por isso o conhecimento humano deve responder com ajustes e adaptações a cada nova situação ambiental encontrada (GUNDERSON, 2000). Além disso, segundo o autor, este termo está associado ao atual paradigma de sucessão ecológica, onde não há um estado de equilíbrio único, e, diferentes trajetórias para diferentes estados de equilíbrio são aceitáveis, de forma que, as ações de manejo devem focar na recolocação das áreas em processo de restauração numa trajetória aceitável, que resulte num dos possíveis estados de equilíbrio, desencadeando a sucessão ecológica.

O processo de sucessão se inicia com espécies pioneiras, adaptadas às condições apresentadas, que criam condições adequadas de microclima e solo para estabelecimento de outros grupos de plantas secundárias - espécies que necessitam de menos luz e melhores condições de solo, evoluindo até um estágio final, representado por um grande número de espécies, representado por poucos indivíduos, portanto com maior diversidade (ALMEIDA, 2016). Esse processo é regido por três modelos: a facilitação, no qual espécies secundárias apenas se estabelecem no local após as espécies pioneiras terem modificado as condições ambientais; tolerância, em que espécies secundárias não precisam necessariamente da presença de espécies pioneiras para se estabelecer e crescer, pois o estabelecimento depende do nível individual de tolerância a escassez de recursos das espécies; e o de inibição, no qual as espécies pioneiras inibem o crescimento de outras espécies através do uso de espaço e recursos (CONNELL; SLATYER, 1977).

Ao longo da trajetória sucessional dos ecossistemas em restauração alguns fatores, chamados de filtros ecológicos, podem atuar selecionando as espécies que farão parte do ecossistema, determinando o ritmo de estabelecimento dos processos ecológicos (HOBBS; NORTON, 2004). O conceito de filtros ecológicos, segundo Temperton e Hobbs (2004), é a base da teoria de regras de montagem de comunidades, cujas condições bióticas e abióticas de um local são vistas como filtros que permitem ou não a entrada de uma nova espécie na comunidade, de modo que, do conjunto total de possíveis espécies colonizadoras, apenas aquelas que são adaptadas às condições locais serão capazes de se estabelecer com sucesso.

Na literatura de restauração são comumente identificados três principais filtros ecológicos: (1) limitação de dispersão - barreiras que impedem que as espécies alcancem um local de restauração (FUNK et al., 2008; ÖSTER et al., 2009); (2) condições do local abiótico - condições ambientais que diferencialmente favorecem o estabelecimento e sobrevivência de espécies em um local (CLELAND; LARIOS; SUDING, 2013); e, (3) interações bióticas - interações entre espécies que limitam a persistência e a abundância de espécies (FUNK et al., 2008; CLELAND; LARIOS; SUDING, 2013; HULVEY; AIGNER, 2014).

Diferentes combinações de filtros determinarão os obstáculos para a continuidade do processo da restauração. Como filtros abióticos, destacam-se o clima, substrato e a estrutura da paisagem, e como filtros bióticos a competição, disponibilidade de propágulos, mutualismo, distúrbios, ordem de chegada de espécies e modelo sucessional (HOBBS; NORTON, 2004). Até mesmo os indivíduos já estabelecidos no ecossistema podem ser comportar como possíveis filtros e influenciar a estruturação e composição florística da comunidade em sucessão, como por exemplo, as árvores do dossel.

De acordo com Gandolfi, Joly e Rodrigues (2007), a biodiversidade presente e futura da comunidade de plantas da floresta pode ser parcialmente determinada pela estrutura atual da comunidade de árvores do dossel. Os autores destacam que em função da permeabilidade ou impermeabilidade do dossel, algumas espécies podem determinar parcialmente a composição e estrutura da comunidade de plantas sob a projeção da sua copa. Segundo Denslow (1996) essas espécies atuam como filtros no estabelecimento das plântulas afetando, significativamente, não somente o tempo que uma planta sobrevive no sub-bosque, mas também a sua abundância e distribuição na área. Isso ocorre porque o filtro do dossel pode, teoricamente, ser influenciado por diferentes fatores (deciduidade das árvores, altura da copa, densidade de folhagem, entre outros) que afetarão o regime de luz (GANDOLFI, 2003), fator que pode causar diferentes respostas biológicas entre as plantas ali presentes, como germinação, estresse, crescimento, fotoinibição ou morte (GANDOLFI et al., 2007).

Desta forma, no diagnóstico devem-se compreender quais os filtros estão atuando em cada momento da restauração e quais seus limiares (WESTLEY; HOLMGREN; SCHEFFER, 2010), com o propósito de elaborar as ações de intervenção para o ecossistema, visando facilitar, especialmente, a regeneração natural (CLEWELL; McDONALD, 2009). Chazdon (2008) destaca que as áreas restauradas apresentam uma série de pontos positivos e negativos que as caracterizam, sendo perfeitamente normal que algumas ações de manejo tenham de ser realizadas para que a área restaurada alcance um patamar de qualidade desejado, como a gradual recuperação da biodiversidade, de processos ecológicos relevantes e de serviços ecossistêmicos que resultam das intervenções realizadas (SUDING, 2011).

De acordo com Rodrigues et al. (2011) para a adequação das estratégias e para adoção de ações de manejo adaptativo dessas áreas restauradas é fundamental a identificação das barreiras ecológicas que impedem ou dificultam o potencial de autopropagação do ecossistema, como a regeneração natural.

Diferentes técnicas têm sido utilizadas no manejo das áreas em restauração, destacando-se: controle de gramíneas no sobosque (TOREZAN; MANTOANI, 2013); plantio de enriquecimento (SANTOS; DURIGAN, 2013); desbaste gradual de árvores de espécies exóticas (DURIGAN; SILVEIRA; MELO, 2013); e desbaste visando a abertura do dossel (ONOFRE; ENGEL, 2013; MELO; SILVEIRA, 2013).

As técnicas empregadas visam a superação dos obstáculos mais encontrados na restauração, como a persistência de gramíneas invasoras em longo prazo inibindo a regeneração de plantas nativas ou o crescimento e a sobrevivência das mudas plantadas, proliferação de espécies arbóreas invasoras levando à baixa diversidade das comunidades,

baixa diversidade em plantios de restauração e excesso de biomassa arbórea inibindo a regeneração do sobosque (DURIGAN; RAMOS, 2014). De forma geral, essas técnicas são empregadas quando as técnicas de manejo empregadas visam favorecer a sucessão ecológica, principalmente, a partir da regeneração natural das plantas nativas no sobosque, muitas vezes, controlada pela densidade do dossel.

2.3.1 A influência da abertura do dossel na regeneração natural

O processo sucessional em florestas tropicais úmidas depende, fundamentalmente, da formação de clareiras (MACIEL et al., 2002), sendo a abertura do dossel a base para a renovação da composição florística (JARDIM; SERRÃO; NEMER, 2007), uma vez que influencia na germinação e no desenvolvimento de espécies florestais de diferentes maneiras (LIMA, 2005; GANDOLFI et al., 2007). As aberturas provocadas no dossel criam um ambiente diferente do entorno, alterando os fatores ambientais, principalmente a radiação solar, fator importante para a dinâmica de regeneração natural (SWAINE; WHITMORE, 1998; WITHMORE, 1989), sendo as variações na densidade de copas um dos principais reguladores da regeneração no sub-bosque dos plantios florestais (BARBOSA et al., 2009).

As respostas à luz são amplamente variáveis não somente entre os grupos ecológicos especificados, como também dentro do mesmo grupo ecológico, dependendo das características intrínsecas de cada espécie (BLOOR; GRUBB, 2003). Após o estabelecimento em clareiras, as espécies se instituem e crescem em diferentes taxas de acordo com a influência das condições ambientais (GOMES et al., 2010).

As diferenciações espaciais e temporais na disponibilidade de luz são decorrentes da arquitetura das copas, da morfologia e da fenologia das folhas (WERNER et al., 2001), e da riqueza de espécies que compõem as manchas (JUCKER; BOURIAUD; COOMES, 2015), resultando na proteção do solo contra a radiação solar direta e diminuindo a temperatura do solo e do ar (PORTÉ; HUARD; DREYFUS, 2004). Como resultado, o microclima abaixo das copas é substancialmente diferente das áreas abertas, mesmo quando a densidade da copa é baixa, transformando a floresta em um mosaico de microclimas (VON ARX et al., 2013) e influenciando a biodiversidade e a produtividade dos ecossistemas (JUCKER et al., 2015). O sombreamento diminui a disponibilidade e a qualidade de luz para as plantas no sub-bosque (POORTER et al., 2009), o que torna a disponibilidade de luz um fator-chave na dinâmica florestal.

2.4 A participação das comunidades rurais no processo de restauração florestal

O sucesso da restauração florestal é resultado da combinação de uma série de fatores e envolve muito mais que aspectos ecológicos. As principais barreiras e obstáculos para a restauração ecológica são mais de ordem política, econômica e social do que técnica (ENGEL; PARROTA, 2003), sendo necessária uma aproximação maior entre os trabalhos técnicos, científicos e sociais (BRANCALION et al., 2014).

Considerando que a dinâmica do uso da terra e a mudança da cobertura terrestre são fundamentais para o estudo de como os ecossistemas respondem a mudanças ambientais naturais e antropogênicas, qualquer estratégia de restauração ecológica deve ser avaliada pela compreensão dessas dinâmicas em uma variedade de escalas e de perspectivas ecológicas e humanas (ZHAO et al., 2017). O histórico-cultural e os hábitos sociais das partes envolvidas devem ser considerados durante o planejamento das ações, tornando-se uma possível forma de integração da comunidade local nos projetos de restauração de áreas degradadas. Esses fatores, no entanto, não têm sido adequadamente levados em conta em trabalhos técnicos e nem quantificados nos trabalhos acadêmicos de restauração ecológica (ARONSON et al., 2010).

A falta de consideração sobre questões socioambientais, econômicas, políticas e culturais, em projetos de restauração tem resultado na baixa adesão da comunidade local (HIGGS, 2005). Estudo realizado por Aronson et al. (2010) indicou que dos 1589 artigos publicados que se referiam a “restauração ecológica” e “ecologia da restauração” e que foram analisados, 47 citavam algum tipo de envolvimento da sociedade. Esses resultados indicam que muitos projetos de restauração são realizados sem a participação da comunidade local e, até mesmo, sem considerar importantes aspectos sociais que podem interferir no processo, como a percepção da população sobre questões ambientais e a importância que a mesma atribui a esses temas.

A pesquisa da percepção ambiental pode ser utilizada para determinar as necessidades de uma população, identificar os aspectos positivos e negativos do homem em relação à natureza e direcionar as ações que mais se adequam à realidade local, propondo melhorias com embasamento e entendimento dos problemas, alcançando mais eficiência na solução dos mesmos (PALMA, 2005). O conhecimento da percepção ambiental atuaria como importante aliado no monitoramento da qualidade ambiental, assegurando maior proximidade entre as ações propostas pelos gestores daquilo que é considerado prioridade pela comunidade. Trata-se, portanto, de apoiar-se na percepção de quem vivencia a realidade, que pode ser diferente

daquela concebida pelos gestores. Certamente, essa condição de aproximação estimula a parceria entre os atores público e civil para gerir o meio ambiente, favorecendo o sucesso das ações ambientais (RODRIGUES et al., 2012).

A diferença das percepções dos valores e da importância de ambientes naturais entre indivíduos de culturas ou grupos socioeconômicos distintos foi apontado como uma das principais dificuldades para a proteção ambiental (TNC, 2016), ressaltando a importância de pesquisas relacionadas à percepção ambiental, na busca de compreender de que maneira se estrutura a percepção ambiental de diferentes sujeitos, em situações e contextos diversos e com finalidades distintas. De maneira geral, busca-se analisar os valores atribuídos ao lugar ou à atividade em questão, quais os precedentes que possam interferir em determinadas percepções, e quais caminhos a serem percorridos para a construção e concretização de ações que visem a transformação da realidade (GONÇALVES; GOMES, 2014).

Dentro desse contexto, a restauração ecológica deve se tornar assunto de grande importância no contexto social, enfatizando não só a melhoria da qualidade ambiental, mas a conservação e a recuperação dos recursos naturais, mas também a geração de renda para toda sociedade envolvida direta ou indiretamente (ARONSON et al., 2010; DURIGAN et al., 2010).

3. REFERÊNCIAS

ALMEIDA, D. S. **Alguns princípios de sucessão natural aplicados ao processo de recuperação.** In: Recuperação ambiental da Mata Atlântica [online]. 3ªed. Revista e ampliada, Editus: Ilhéus, BA, 2016. 200 p.

APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, Londres, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016.

ARONSON, J. et al. Are socioeconomic benefits of restoration adequately quantified? A meta-analysis of recent papers (200-2008) in Restoration Ecology and 12 other scientific journals. **Restoration Ecology**, Malden, v. 18, n. 2, p. 143-154, mar. 2010.

ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P. H. S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. Instituto Florestal. **Série Registros**, São Paulo, v. 44, p.1-38, 2011.

BARBOSA, C. E. A. et al. Diversity of regenerating plants in Reforestations with *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze of 12, 22, 35, and 43 years of age in Parana State, Brazil. **Restoration Ecology**, Malden, v. 17, n. 1, p. 60-67, jan. 2009.

BARBOSA, K. C.; PIZO, M. A. Seed rain and seed limitation in a planted gallery forest in Brazil. **Restoration Ecology**, Malden, v. 14, n. 4, p. 504–515, dez. 2006.

BARBOSA, L. M. et al. Recuperação florestal com espécies nativas no estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. **Florestar Estatístico**, São Paulo, v. 6, n. 1, p. 28-34, jan. 2003.

BLOOR, J. M.; GRUBB, P. J. Growth and mortality in high and low light: trends among 15 shade-tolerant tropical rainforest tree species. **Journal of Ecology**, London, v. 91, n.1, p.77–85, fev. 2003.

BRANCALION, P. H. S. et al. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 3, p. 455-470, jun. 2010.

BRANCALION, P. H. S. et al. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: MARTINS, S. V. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 262-293.

BRANCALION, P. H. S. et al. Cultural ecosystem services and popular perceptions of the benefits of an ecological restoration project in the Brazilian Atlantic Forest. **Restoration ecology**, Malden, v. 22, n. 1, p. 65-71, jan. 2014.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de textos, 2015.

CABIN, R. J. Science-Driven Restoration: A Square Grid on a Round Earth? **Restoration Ecology**, Malden, v. 15, n. 1, p. 1–7, mar. 2007.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, [s.l.], v. 320, n. 5882, p. 1458-1460, jun. 2008.

CHAZDON, R. L.; URIARTE, M. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. **Biotropica**, Washington, v. 48, n. 6, p. 709–715, nov. 2016.

CLELAND, E. E.; LARIOS, L.; SUDING, K. N. Strengthening Invasion Filters to Reassemble Native Plant Communities: Soil Resources and Phenological Overlap. **Restoration Ecology**, Malden, v. 21, n. 3, p.390–398, mai. 2013.

CLEWELL, A.; McDONALD, T. Relevance of natural recovery to ecological restoration. **Ecological Restoration**, Madison, v. 27, n. 2, p. 122-124, jun. 2009.

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

DARONCO, C.; MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Ecossistema em restauração versus ecossistema de referência: estudo de caso da comunidade vegetal de mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. **Hoehnea**, São Paulo, v. 40, n. 3, p. 485-498, 2013.

DENSLOW, J. S. Functional group diversity and responses to disturbance. In: ORIAN, G. H.; DIRZO, R.; CUSHMAN, J.H. (Eds.). **Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests**. Berlin: Springer-Verlag, 1996. p. 127-151.

DURIGAN, G. et al. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 3, p. 471-485, jun. 2010.

DURIGAN, G. O uso de indicadores para monitoramento de áreas em recuperação. In: UEHARA, T. H. K.; GANDARA, F. B. (Orgs.). **Cadernos da Mata Ciliar**. São Paulo: CETESB - Biblioteca, n. 4, 2011. p. 11-29.

DURIGAN, G.; SILVEIRA, E. R.; MELO, A. C. G. Retirada gradual de árvores exóticas plantadas para facilitar a regeneração da vegetação nativa do Cerrado. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. R. **Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas**. São Paulo, SP: Páginas & Letras Editora, 2014. p. 27-31.

DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. R. **Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas**. São Paulo, SP: Páginas & Letras Editora, 2014. 65p.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D. (Orgs.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu: Fepaf, 2003. p. 1-26.

FENGLER, F. H. et al. Forest restoration assessment in Brazilian Amazonia: A new clustering-based methodology considering the reference ecosystem. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 108, n. 1, p. 93-99, nov. 2017.

FERREIRA, W. C. et al. Regeneração natural como indicador de recuperação de área degradada a jusante da Usina Hidrelétrica de Camargos, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 4, p. 651-660, 2010.

FUNK, J. L. et al. Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance. **Trends in Ecology & Evolution**, Cambridge, v. 23, n. 12, p. 695-703, dez. 2008.

GANDOLFI, S. et al. Forest restoration: many views and objectives. In: RODRIGUES, R. R., MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (Eds.). **High diversity forest restoration in degraded areas**. Nova Science Publishers, New York, 2007. p. 3-26.

GANDOLFI, S. Regimes de luz em florestas estacionais semidecíduais e suas possíveis consequências. In: CLAUDINO-SALES, V. (Org). **Ecossistemas brasileiros: manejo e conservação**. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, 2003. p. 305-311.

GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R. Permeability - impermeability: canopy trees as biodiversity filters. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 4, p. 433-438, jul. 2007.

GARDNER, T. A. et al. A multi-region assessment of tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Biological Conservation**, Essex, v. 143, n. 10, p. 2293-2300, out. 2010.

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

GOMES, J. M. et al. Sobrevivência de espécies arbóreas plantadas em clareiras causadas pela colheita de madeira em uma floresta de terra firme no município de Paragominas na Amazônia brasileira. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 40, n. 1, p. 171-178, 2010.

GONÇALVES, B. V.; GOMES, L. J. Percepção ambiental de produtores rurais na recuperação florestal da sub-bacia hidrográfica do rio Poxim – Sergipe. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 29, p. 127-138, abr. 2014.

GONZAGA, L. M. **A sucessão ecológica em ambientes florestais em restauração: estrutura e dinâmica da regeneração natural**. 2016. 105 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

GUNDERSON, L. H. Ecological resilience-in theory and application. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 31, p. 425-439, 2000.

HALME, P. et al. Challenges of ecological restoration: lessons from forests in northern Europe. **Biological Conservation**, Essex, v. 167, n.1, p. 248-256, nov. 2013.

HANSEN, M. C. et al. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. **Science**, [s.l.], v. 342, n. 6160, p. 850–853, 2013.

HIGGS, E. The two-culture problem: ecological restoration and the integration of knowledge. **Restoration Ecology**, Malden, v. 13, n.1, p. 159-164, mar. 2005.

HOBBS, R. J.; NORTON, D. A. Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem reassembly. TEMPERTON, V. M. et al. (Eds.) **Assembly Rules and Restoration Ecology**, Island Press, 2004. p. 72-95.

HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, n.10, p. 1558-1563, mai. 2011.

HOMEM, M. N. G. **Padrões fenológicos em ecossistemas em processo de restauração e em fragmento florestal vizinho**. 2011. 113 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

HOWELL, E. A.; HARRINGTON, J. A.; GLASS, S. B. **Introduction to restoration ecology**. Washington: Island Press, 2012. 418p.

HULVEY, K. B.; AIGNER, P. A. Using filter-based community assembly models to improve restoration outcomes. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 51, p. 997–1005, 2014.

ISERNHAGEN, I. et al. Abandono da cópia de um modelo de floresta madura e foco na restauração dos processos ecológicos responsáveis pela reconstrução de uma floresta (fase atual). In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Orgs.). **Pacto pela restauração da mata atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. 1 ed. LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, São Paulo, 2009. p. 31-36.

- JARDIM, F. C. S.; SERRÃO, D. R.; NEMER, T. C. Efeito de diferentes tamanhos de clareiras, sobre o crescimento e a mortalidade de espécies arbóreas, em Moju-PA. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 37, n. 1, p. 37-47, 2007.
- JORDANO, P. et al. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In: ROCHA, C. F. D. et al. (Orgs.). **Biologia da Conservação: essências**. São Carlos: RIMA Editora, 2006. p. 411-436.
- JUCKER, T.; BOURIAUD, O.; COOMES, D. A. Crown plasticity enables trees to optimize canopy packing in mixed-species forests. **Functional Ecology**, Oxford, v. 29, n. 8, p. 1078-1086, ago. 2015.
- LIMA, R. A. F. Estrutura e regeneração de clareiras. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, n. 4, p. 651-670, dez. 2005.
- MACIEL, M. N. M. et al. Efeito da radiação solar na dinâmica de uma floresta. **Revista de Ciências Exatas e Naturais**, Guarapuava, v.4, n.1, p.101-114, 2002.
- MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa, MG: Editora UFV, 2012.
- MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares: no contexto do novo código florestal**. 3 ed. Viçosa: Aprenda Fácil, 2014.
- MELO, A. C. G.; SILVEIRA, E. R. Desbaste em plantio de restauração da vegetação do Cerrado. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. R. **Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas**. São Paulo, SP: Páginas & Letras Editora, 2014. p. 35-39.
- MITCHELL, G. Problems and fundamentals of sustainable development indicators. In: SICHE, R. et al. Índices versus indicadores: precisões conceituais na discussão da sustentabilidade de países. **Ambiente e Sociedade**, Campinas, v. 5 n. 2, p.137-148, dez. 2007.
- MORAES, L. F. D.; CAMPELLO, E. F. C.; FRANCO, A. A. Restauração florestal: do diagnóstico de degradação ao uso de indicadores ecológicos para o monitoramento das ações. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 2, p. 437-451, 2010.
- NUTTLE, T. Evaluation of restoration practice based on environmental filters. **Restoration Ecology**, Malden, v. 15, n. 2, p. 330–333, jun. 2007.
- OLIVEIRA, R. E.; ENGEL, V. L. Restauração ecológica em destaque: um retrato dos últimos vinte e oito anos de publicações na área. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 2, p. 303-315, jun. 2011.
- ONOFRE, F. F.; ENGEL, V. L. Retirada de árvores de eucalipto para favorecer a regeneração natural da Floresta Ombrófila Densa. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. R. **Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas**. São Paulo, SP: Páginas & Letras Editora, 2014. p. 31-35.

ÖSTER, M. et al. Dispersal and establishment limitation reduces the potential for successful restoration of semi-natural grassland communities on former arable fields. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 46, n. 6, p. 1266–1274, dez. 2009.

POORTER, L. Leaf traits show different relationships with shade tolerance in moist versus dry tropical forests. **New Phytologist**, Cambridge, v. 181, n. 4, p. 890-900, 2009.

PORTÉ, A.; HUARD, F.; DREYFUS, P. Microclimate beneath pine plantation, semi-mature pine plantation and mixed broadleaved-pine forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 126, n. 1, p. 175-182, nov. 2004.

REY BENAYAS, J. M. et al. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, [s.l.], v. 325, n. 5944, p.1121-1124, ago.2009.

RIGUEIRA, D. M. G.; MARIANO-NETO, E. Monitoramento: uma proposta integrada para avaliação do sucesso em projetos de restauração ecológica em áreas florestais brasileiras. **Revista Caititu**, Salvador, n. 1, p. 73–88, 2013.

RODRIGUES, R. R. et al. Atividades de adequação e restauração florestal do LERF/ESALQ/USP. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, n.55, p.7-1, 2007.

RODRIGUES, R. R. et al. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, p. 1605–1613, mai. 2011.

RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experiences in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1242-1251, jun. 2009.

RODRIGUES et al. A percepção ambiental como instrumento de apoio na gestão e na formulação de políticas públicas ambientais. **Saúde e Sociedade**, São Paulo, v. 21,n. 3, p. 96-110, 2012.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERHAGEN, I. **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009. 264p.

RUIZ-JAEN, M. C.; AIDE, T. M. Restoration success: how is it being measured? **Restoration Ecology**, Malden, v. 13, n. 3, p. 569–577, set. 2005.

SANTOS, W. L.; DURIGAN, G. Plantio de enriquecimento sob matas ciliares em restauração. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. R. **Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas**. São Paulo, SP: Páginas & Letras Editora, 2014. p. 15-19.

SCHIEVENIN, D. F. et al. Monitoramento de indicadores de uma área de restauração florestal em Sorocaba-SP. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, [s.l.], v. 19, n. 1, p. 95-108, 2012.

SER - SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL. **The SER International Primer on Ecological Restoration**. Tucson: Society for Ecological Restoration International, 2004. Disponível em: <http://www.ser.org/page/SERDocuments>. Acesso em: 10 de Agosto de 2017.

SIQUEIRA, L. P.; MESQUITA, C. A. B. **Meu pé de Mata Atlântica**. Rio de Janeiro: Instituto BioAtlântica, 180p. 2007.

SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: Influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 191, n. 1-3, p. 185-200, 2004.

SUDING, K. N. Toward an era of restoration in ecology: successes, failures and opportunities ahead. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, [s.l.], v. 42, p. 465-487, 2011.

SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, Malden, v. 23, n. 3, p. 238- 251, 2015.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, The Hague, v. 75, p. 81-86, mai. 1998.

TIERNEY, G. L. et al. Monitoring and evaluating the ecological integrity of forest ecosystems. **Frontiers in Ecology and the Environment**, [s.l.], v. 7, n. 6, p. 308-316, 2009.

THE NATURE CONSERVANCY (TNC). Manual de Restauração Florestal: Um Instrumento de Apoio à Adequação Ambiental de Propriedades Rurais do Pará. **The Nature Conservancy**, Belém, PA, 2016. 128 p.

TOREZAN, J. M. D.; MANTOANI, M. C. Controle de gramíneas no sub-bosque de florestas em restauração. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. R. **Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas**. São Paulo, SP: Páginas & Letras Editora, 2014. p. 1-5.

UEHARA, T. H. K.; GANDARA, F. B. (Orgs). **Monitoramento de áreas em recuperação**. Cadernos da Mata Ciliar, N° 4. Secretaria do Estado do Meio Ambiente, São Paulo. 63 p, 2011.

VALLAURI, D. et al. Monitoring and evaluating forest restoration success. In: MANSOURIAN, S.; VALLAURI, D.; DUDLEY, N. (Eds.). **Forest Restoration in Landscapes**. Beyond Planting Trees. Springer, New York, 2005. p. 150-158.

VENTUROLI, F.; FELFILI, J. M.; FAGG, C. W. Avaliação temporal da regeneração natural em uma floresta estacional semidecídua secundária, em Pirenópolis, Goiás. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 35, n. 3, p. 473-483, 2011.

VON ARX, G. et al. Microclimate in forests with varying leaf area index and soil moisture: potential implications for seedling establishment in a changing climate. **Journal of Ecology**, London, v. 101, n. 5, p. 1201-1213, 2013.

WERNER, C. et al. Structural and functional variability within the canopy and its relevance for carbon gain and stress avoidance. **Acta Oecologica**, Paris, v. 22, n. 2, p. 129-138, abr. 2001.

WESTLEY, F.; HOLMGREN, M.; SCHEFFER, M. From scientific speculation to effective adaptive management: a case study of the role of social marketing in promoting novel restoration strategies for degraded dry lands. **Ecology and Society**, New York, v. 15, n. 3, 2010.

WHITMORE, T. C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, Washington, v. 70, n. 3, p. 536-538, jun. 1989.

YOUNG, T. P. Restoration ecology and conservation biology. **Biological Conservation**, Essex, v. 92, n. 1, p. 73-83, 2000.

ZHAO, J. et al. Effects of ecological restoration projects on changes in land cover: A case study on the Loess Plateau in China. **Scientific Reports**, [s.l.], v. 21, n. 7, p. e.44496, mar. 2017.

CAPÍTULO 1

AVALIAÇÃO DE ÁREAS EM RESTAURAÇÃO POR INDICADORES ECOLÓGICOS PARA SUBSIDIAR AÇÕES DE MANEJO ADAPTATIVO

RESUMO

A etapa de monitoramento e avaliação do processo de restauração é de fundamental importância, uma vez que permite a identificação e correção de possíveis falhas que possam impedir o avanço da restauração. O objetivo desse estudo foi avaliar o processo de restauração florestal em duas áreas por meio de indicadores ecológicos para subsidiar ações de manejo adaptativo. As áreas em restauração (A1 e A2) e de referência (ER) estão localizadas no município de Timbaúba/PE. Nas áreas A1 e A2 foram instaladas, aleatoriamente, dez parcelas permanentes de 250 m² para a coleta de informações dos indivíduos adultos e, subparcelas de 25 m², para os indivíduos regenerantes. No ER, 15 parcelas foram instaladas, sistematicamente, com uma distância de 20 m entre si. Os indicadores ecológicos selecionados contemplaram aspectos estruturais, de composição e de funcionamento do ecossistema, mensurados a partir dos indicadores de processos ecológicos, acrescentando-se os indicadores de perturbações antrópicas e de paisagem por entender que esses atributos influenciam diretamente na estrutura, composição e retomada dos processos ecológicos na restauração. Quando possível, os indicadores foram submetidos a análise de variância e testes de médias. Em relação à composição, na A1 foram amostrados 147 indivíduos (588 ind.ha⁻¹), na A2 109 indivíduos (436 ind.ha⁻¹), e no ER amostraram-se 261 indivíduos (696 ind.ha⁻¹). Nos três ecossistemas a família Fabaceae foi a mais representativa, em termos de indivíduos. O ER obteve os maiores valores para a riqueza de espécies e para os índices de diversidade, quando comparado com os ecossistemas em restauração. A altura média dos indivíduos dos ecossistemas em restauração não se diferenciou, estatisticamente, da altura média do ER; foi verificada diferença estatística apenas entre a A1 e a A2. O diâmetro médio da A1 foi de 10,72 cm, na A2, 10,02 cm e no ER, o diâmetro médio foi de 7,76 cm. Os ecossistemas, tanto em processo de restauração (A1 e A2) como o ecossistema de referência (ER) não apresentaram conectividade com fragmentos florestais, sendo que a A1 estava mais próximo de um remanescente florestal (cerca de 250 m), enquanto a A2 e o ER estavam a 920 m do fragmento mais próximo. A aplicação dos indicadores de perturbação antrópica evidenciou a vulnerabilidade dos ecossistemas em processo de restauração florestal em relação às atividades humanas. Na A2, registrou-se a ocorrência de todos os indicadores, destacando-se a presença de pastejo e/ou animais domésticos e ocorrência de lixo em 100% das unidades amostrais. Em 30% das parcelas foram encontradas trilhas e, em 20%, indícios de fogo. Na A1, 100% das parcelas tinham algum tipo de lixo, em 50% de pastejo e/ou animais domésticos e em 75% a presença de trilhas, não sendo observados indícios de queimadas. Notaram-se diferenças discrepantes na riqueza, diversidade e densidade de indivíduos regenerantes dos ecossistemas em restauração com o ecossistema de referência, principalmente, da A2, sendo que também apresentou valores inferiores a A1. Na avaliação da restauração realizada nesse estudo os indicadores ecológicos utilizados foram eficientes, sendo, relativamente fáceis de medir, de baixo custo, com relevante significado ecológico e proporcionaram a avaliação de diversos aspectos do ecossistema, relativos à sua estrutura, diversidade e funcionamento. A aplicação dos indicadores ecológicos nos ecossistemas em processo de restauração e a comparação com o ecossistema de referência foi eficaz e permitiu concluir que, em termos de estrutura, a A1 e A2 são similares. No entanto, em relação à composição e aos processos ecológicos, os indicadores sugerem que na A2 o processo de restauração pode estar estagnado, especialmente, devido ao baixíssimo recrutamento de indivíduos. Os indicadores ecológicos que abordam os aspectos referentes à regeneração indicaram a ausência de indivíduos regenerantes, sendo necessária a aplicação de ações de manejo adaptativo para que a trajetória sucessional possa ser reestabelecida, garantindo a sustentabilidade desse ecossistema.

Palavras-chave: Diagnóstico; Processos ecológicos; Trajetória sucessional.

ABSTRACT

The monitoring and evaluation stage of the restoration process is of fundamental importance, since it allows the identification and correction of possible failures that may prevent the advance of the restoration. The objective of this study was to evaluate the process of forest restoration in two areas through ecological indicators to support actions of adaptive management. Restoration areas (A1 and A2) and reference areas (ER) are located in the municipality of Timbaúba / PE. In the areas A1 and A2, ten permanent plots of 250 m² were randomly installed for the collection of information from adult individuals and subplots of 25 m² for the regenerating individuals. In the ER, 15 plots were systematically installed with a distance of 20 m between them. The ecological indicators selected included structural aspects, composition and functioning of the ecosystem, measured from the indicators of ecological processes, adding the indicators of anthropic and landscape disturbances, since these attributes directly influence the structure, composition and resumption of ecological processes in restoration. When possible, the indicators were submitted to analysis of variance and tests of means. Regarding the composition, in the A1, 147 individuals (588 ind.ha⁻¹) were sampled, in the A2 109 individuals (436 ind.ha⁻¹), and in the ER, 261 individuals (696 ind.ha⁻¹) were sampled. In all three ecosystems the Fabaceae family was the most representative in terms of individuals. The ER obtained the highest values for species richness and for diversity indexes when compared to restoration ecosystems. The mean height of the individuals of the restoration ecosystems was not statistically different from the mean height of the RE; a statistical difference was found only between A1 and A2. The mean diameter of the A1 was 10.72 cm, in the A2, 10.02 cm and in the ER, the average diameter was 7.76 cm. The ecosystems, both in the restoration process (A1 and A2) and the reference ecosystem (ER), did not show connectivity with forest fragments, with A1 being closer to a forest remnant (about 250 m), while A2 and the ER were 920 m from the nearest fragment. The application of the indicators of anthropic disturbance evidenced the vulnerability of the ecosystems in process of forest restoration in relation to human activities. In A2, the occurrence of all indicators was recorded, highlighting the presence of grazing and / or domestic animals and the occurrence of litter in 100% of the sample units. In 30% of the plots trails were found and, in 20%, traces of fire. In A1, 100% of the plots had some type of garbage, in 50% of grazing and / or domestic animals and in 75% the presence of trails, and no signs of burning were observed. Differentiating differences in the richness, diversity and density of regenerating individuals from restoring ecosystems were observed with the reference ecosystem, mainly from A2, and also presented values lower than A1. In the evaluation of the restoration carried out in this study the ecological indicators used were efficient, relatively easy to measure, low cost, with significant ecological significance and provided the evaluation of several aspects of the ecosystem, related to its structure, diversity and functioning. The application of the ecological indicators in restoring ecosystems and the comparison with the reference ecosystem was effective and allowed to conclude that in terms of structure A1 and A2 are similar. However, in relation to the composition and ecological processes, the indicators suggest that in A2 the restoration process may be stagnant, especially due to the very low recruitment of individuals. The ecological indicators that address the aspects related to regeneration indicated the absence of regenerating individuals, being necessary the application of adaptive management actions so that the successional trajectory can be reestablished, guaranteeing the sustainability of this ecosystem.

Keywords: Diagnosis; Ecological processes; Successional trajectory.

1. INTRODUÇÃO

A busca pela restauração de ambientes degradados tem sido um desafio em escala mundial, gerando um aumento considerável nas ações voltadas para a reconstrução desses ambientes. No entanto, as ações implantadas nem sempre são monitoradas, limitando o conhecimento de como podem favorecer a trajetória dos ecossistemas em processo de restauração, especialmente, quanto ao restabelecimento da diversidade de espécies e a retomada dos processos ecológicos.

A etapa de monitoramento e avaliação do processo de restauração é de fundamental importância, uma vez que permite a identificação e correção de possíveis falhas que possam impedir o avanço da restauração, devendo ser realizado periodicamente, de forma que, quanto mais cedo essas falhas forem identificadas, maiores as chances de correção e menores os custos para tal (BELLOTTO et al., 2009). Além disso, com a avaliação, os processos de restauração podem ser melhorados em termos de eficiência financeira e efeitos do ecossistema, e as ações que obtiveram sucessos podem ser reproduzidas em outros projetos (NILSSON et al., 2010). Embora sejam usados como sinônimos, o monitoramento é uma ferramenta utilizada na avaliação do processo de restauração.

O monitoramento é a mensuração periódica de indicadores ecológicos, em áreas em processo de restauração (RIGUEIRA; MARIANO NETO, 2013), com a finalidade de avaliar o sucesso do processo de restauração, tanto em relação aos métodos utilizados quanto a trajetória sucessional estabelecida. Essa etapa é realizada a partir da aplicação de indicadores com variáveis que abordem aspectos relacionados à composição (riqueza e abundância), estrutura (organização vertical da vegetação), padrão (organização horizontal da vegetação) e funcionamento (desempenho dos principais processos ecológicos) (BELLOTTO et al., 2009).

Essa etapa auxilia diretamente na avaliação do processo de restauração e permite identificar as perturbações que porventura estejam incidindo sobre o ecossistema, para definir as medidas de manejo a serem adotadas e verificar a eficiência dos métodos e espécies empregadas, obtendo-se o diagnóstico da restauração florestal (WORTLEY; HERO; HOWES, 2013). Embora sejam essenciais no diagnóstico da restauração, as iniciativas envolvendo o monitoramento e avaliação em áreas que foram restauradas ainda são escassas, sendo necessários mais estudos que possam ampliar o entendimento sobre os diversos aspectos que envolvem a avaliação e o monitoramento, como o uso de indicadores.

Desta forma, o objetivo desse estudo foi avaliar o processo de restauração florestal em duas áreas por meio de indicadores ecológicos para subsidiar ações de manejo adaptativo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização das áreas de estudo

As áreas de estudo estão localizadas na Zona da Mata Norte de Pernambuco, município de Timbaúba (Figura 1). O clima, de acordo com Köppen é As' - quente e úmido, com chuvas de outono e inverno (ALVARES et al., 2013), precipitação média anual de 1.500 mm, sendo os meses chuvosos de abril a julho, e os secos de setembro a janeiro, e temperatura média anual de 25°C (INMET, 2018).

Inserido na Bacia Hidrográfica do Rio Goiana, o município se encontra dentro do bioma Mata Atlântica, sendo a fitofisionomia Floresta Estacional Semidecidual (FES) a formação mais comum (IBGE, 2012). No entanto, são encontrados alguns remanescentes de Floresta Ombrófila Densa (FOD), que formam o conjunto de remanescentes do Refúgio de Vida Silvestre Matas de Água Azul, na Serra do Mascarenhas (OLIVEIRA, 2014).

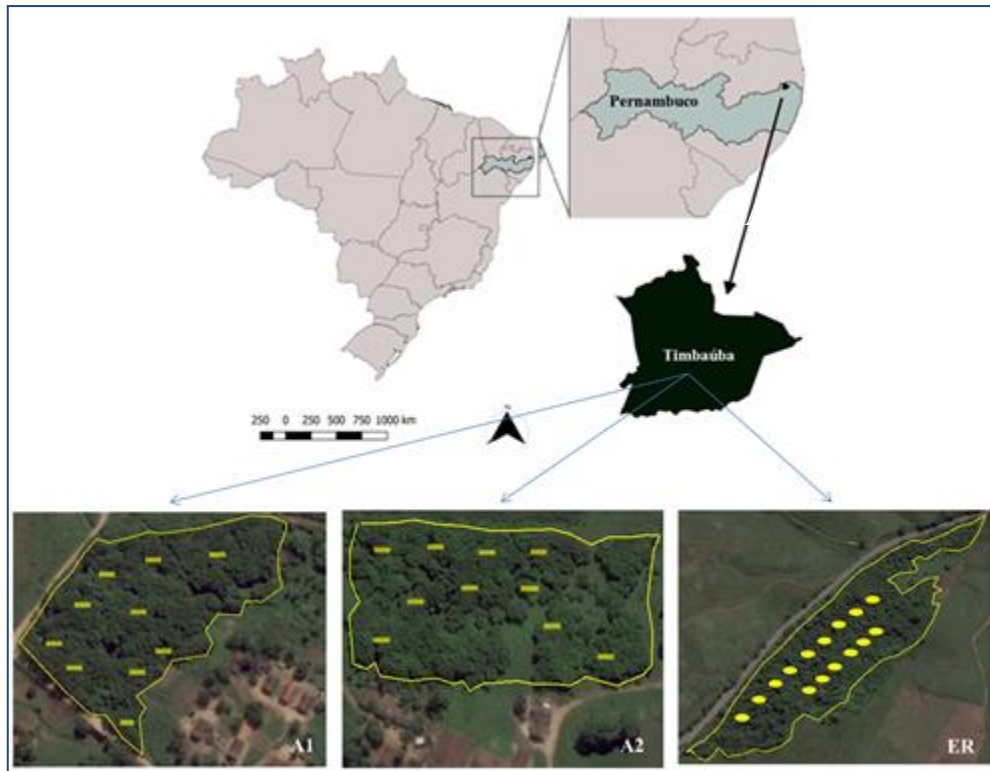
A Usina Cruangi apresenta poucos fragmentos bem conservados e as áreas degradadas são oriundas, principalmente, do intenso cultivo de cana-de-açúcar. Em algumas dessas áreas, devido ao abandono dos canaviais, é possível observar, mesmo que de forma lenta, o início do processo de regeneração natural, porém, na maioria são necessárias intervenções humanas para favorecer o processo de restauração. Nesse sentido, a partir de um acordo entre o Sindicato da Indústria do Açúcar e do Alcool (SINDAÇÚCAR-PE), a Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH) e a Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), foi firmado um convênio que estabeleceu a recuperação de Áreas de Preservação Permanente (APP) em usinas da região.

No ano de 2008, deu-se início ao primeiro projeto de restauração florestal em uma das áreas de preservação permanente, com aproximadamente 1,0 ha, localizada no Engenho Cumbe, chamada nesse estudo de A1. O plantio foi realizado com espécies nativas, sendo também utilizadas espécies exóticas, no espaçamento 3,0 x 3,0 m. A área está inserida em uma matriz de cana-de-açúcar, tendo sido anteriormente destinada ao cultivo desta espécie. É circundada por casas que formam a comunidade rural do Engenho Cumbe e cortada por um rio perene (Figura 1).

Ainda visando a restauração florestal, no ano de 2011, a Usina cedeu quatro hectares para pesquisa científica onde foram testadas diferentes técnicas de restauração. Em uma área de 1,0 ha, chamada nesse estudo de A2, localizada no Engenho Boa Vista, foi realizado o plantio total de 20 espécies distribuídas em pioneiras e não pioneiras (OLIVEIRA, 2014). Inserida em uma matriz de cana-de-açúcar, durante 20 anos a área foi destinada para

pastagem. É circundada por casas que formam a comunidade rural desse Engenho e, em um dos seus limites, passa um rio intermitente, sendo a área, constantemente, inundada na época chuvosa (Figura 1).

Figura 1. Áreas em processo de restauração florestal (A1 e A2) e o ecossistema de referência (ER), localizadas no município de Timbaúba, PE.



O Ecossistema de Referência (ER) foi selecionado atendendo as recomendações da SER (2004), sendo um remanescente de, aproximadamente, 4,0 ha, localizado no mesmo contexto geográfico, com condições ambientais semelhantes e submetido às mesmas pressões antrópicas. Inserido em uma matriz de cana-de-açúcar, limita-se com a Rodovia PE-089, a 600 m da residência mais próxima. O fragmento possui idade superior a 50 anos, conforme relatos de moradores mais antigos e de acordo com imagens de satélite do aplicativo Google Earth. A distância entre as duas áreas em processo de restauração é cerca de 3 km e, o ecossistema de referência dista cerca de 900 m da A2 e 2,4 km da A1 (Figura 1).

2.2. Aplicação dos indicadores ecológicos

A avaliação da restauração florestal nas áreas (A1 e A2) e no ecossistema de referência (ER) foi realizada pelo uso de indicadores ecológicos, subdivididos em cinco

grupos, a saber: indicadores de composição, estrutura, função, paisagem e perturbações antrópicas.

A seleção dos indicadores foi baseada nas metodologias propostas pelo Pacto pela Restauração da Mata Atlântica (BELLOTTO et al., 2009), Fonseca (2011) e Durigan (2011), e adaptadas para o presente estudo. De acordo com SER (2004), os indicadores ecológicos devem contemplar aspectos estruturais, de composição e de funcionamento do ecossistema, esses últimos, mensurados a partir dos indicadores de processos ecológicos. Nesse estudo, acrescentaram-se os indicadores de perturbações antrópicas e de paisagem por entender que esses atributos influenciam diretamente na estrutura, composição e retomada dos processos ecológicos na restauração, responsáveis pelo funcionamento do ecossistema (Tabela 1).

Tabela 1. Indicadores ecológicos selecionados para avaliação das áreas em processo de restauração (A1 e A2) e de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual considerado como ecossistema de referência (ER), localizados no município de Timbaúba, PE

| Estrutura | Composição | Paisagem | Perturbações antrópicas | Função |
|------------------------------|-------------------------------|------------------------------|---------------------------------------|------------------------------|
| Altura e diâmetro | Riqueza (S) | Conectividade com fragmentos | Presença de estradas/trilhas/caminhos | Proteção do solo |
| Parâmetros fitossociológicos | Diversidade | Distância de fragmentos | Ocorrência de lixo | Profundidade da serapilheira |
| Estratificação | Similaridade | | Indícios de fogo | Serapilheira acumulada |
| | Presença de espécies exóticas | | Presença de animais | Regeneração natural |
| | Grupos funcionais | | | |

Nas áreas A1 e A2 foram instaladas, aleatoriamente, 10 parcelas permanentes de 10,0 x 25,0 m para a coleta de informações dos indivíduos adultos e, subparcelas de 5,0 x 5,0 m, para os indivíduos regenerantes. No ER, 15 parcelas foram instaladas com as mesmas dimensões da A1 e A2, sistematicamente, com uma distância de 20,0 m entre si.

2.2.1 Indicadores de estrutura e composição

Para melhor compreensão e discussão dos resultados, os atributos de estrutura e composição serão abordados de forma conjunta. Os indicadores de estrutura e composição foram obtidos a partir do levantamento florístico e fitossociológico realizado nas áreas de estudo, em que foram amostrados todos os indivíduos arbustivos e arbóreos com circunferência à altura do peito (CAP) $\geq 15,0$ cm, inseridos dentro das parcelas de 250 m². Os

indivíduos inclusos foram etiquetados com plaquetas de alumínio e tiveram as alturas estimadas e circunferências à altura do peito mensuradas com uma fita métrica.

O material botânico foi coletado e, posteriormente, levado para o Herbário Sérgio Tavares do Departamento de Ciência Florestal da Universidade Federal Rural de Pernambuco, para confirmação da identificação taxonômica de acordo com o APG IV (2016). Os dados foram tabulados no Microsoft Office Excel 2010 e, em seguida, os indicadores foram determinados, sendo:

- i) Riqueza de espécies (S) – em cada área foi determinado o número de espécies registradas no levantamento florístico;
- ii) Diversidade de espécies e similaridade florística de Jaccard – a diversidade de cada área de estudo foi determinada pelo Índice de diversidade de Shannon (H') e Índice de dominância de Simpson (C'), seguindo metodologia proposta por Brower e Zar (1984), Índice de equitabilidade de Pielou (J), seguindo metodologia de Pielou (1977) e o Índice de similaridade de Jaccard;
- iii) Presença de espécies arbóreas exóticas – considerou-se como exótica as espécies registradas no levantamento florístico que não ocorrem naturalmente na fitofisionomia local, no caso, floresta estacional semidecidual;
- iv) Grupos funcionais – as espécies foram distribuídas em diferentes grupos ecológicos: (1) Grupo sucessional, de acordo com os critérios propostos por Gandolfi, Leitão Filho e Bezerra (1995), que classificam as espécies como pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias. (2) Síndromes de dispersão, de acordo com Pijl (1982), que classifica as espécies quanto às síndromes de dispersão de propágulos em zoocóricas, anemocóricas e autocóricas;
- v) Altura e diâmetro médio – a partir dos dados de altura e diâmetro de todos os indivíduos arbustivos e arbóreos encontrados nas parcelas (250 m²), com CAP \geq 15 cm, calculou-se a altura média e o diâmetro médio dos indivíduos nas áreas;
- vi) Estratificação – determinada pela avaliação visual dos estratos presentes, identificando-os pela descontinuidade na distribuição vertical das copas (DURIGAN, 2011). Cabe ressaltar que as áreas em restauração receberam os tratos culturais iniciais para o plantio, como a limpeza do terreno, não sendo verificada a presença de indivíduos arbóreos remanescentes nas áreas na ocasião do plantio.
- vii) Parâmetros fitossociológicos – a estrutura horizontal das áreas foi determinada pelos parâmetros fitossociológicos: densidade absoluta e relativa, frequência absoluta e relativa, dominância absoluta e relativa, e valor de importância (MÜLLER-DOMBOIS; ELLEMBERG, 1974), sendo os cálculos realizados no Microsoft Office Excel 2010.

2.2.2 Indicadores da Paisagem

Os indicadores selecionados para inferir sobre a influência da paisagem nos processos de restauração foram Distância de fragmentos e Conectividade com fragmentos avaliados em um recorte da paisagem de 5,0 km, ignorando os limites das parcelas (FONSECA, 2011). A aplicação desses indicadores foi realizada uma única vez, qualitativamente, e classificados da seguinte forma:

- i) Conectividade com fragmentos – esse atributo foi descrito como presença, quando havia conexão entre as áreas com outros fragmentos florestais e, como ausência, quando não havia conectividade.
- ii) Distância de fragmentos – a distância das áreas em relação a quaisquer fragmentos florestais existentes na paisagem, classificada em três classes: 1) < 200 metros; 2) de 200 a 500 metros e, 3) > 500 metros.

2.2.3 Indicadores de Perturbações antrópicas

Os indicadores selecionados para avaliar a interferência da comunidade local no processo de restauração foram: presença ou ausência de estradas e trilhas, ocorrência de lixo, indícios de fogo e indícios de presença de animais domésticos e da atividade agropecuária, sendo verificados como presente ou ausente nos limites das parcelas de 250 m² (FONSECA, 2011).

2.2.4 Indicadores de Função

O restabelecimento dos processos ecológicos que permitem a autoperpetuação da comunidade vegetal condiciona o funcionamento de um ecossistema em processo de restauração, podendo ser utilizados diferentes indicadores para caracterizar esse atributo (BRANCALION et al., 2012). Neste trabalho foram selecionados os seguintes indicadores:

- i) Proteção do solo – com base na metodologia utilizada por Fonseca (2011), foi quantificada a cobertura morta presente sobre o solo, com o auxílio de um gabarito de 25,0 x 25,0 cm (0,0625 m²), subdividido em quatro quadrículas, lançado, aleatoriamente, em seis pontos em cada parcela de 250 m². O número de quadrículas cobertas em mais de 50% de sua área por serapilheira ou cobertura morta foi quantificado. O resultado foi expresso em percentual, variando de 0% a 100%, sendo 0% equivalente à ausência de cobertura morta e 100% com todas as quadrículas apresentando cobertura morta em mais de 50% de sua área.

- ii) Profundidade da serapilheira – após a contagem do número de quadrículas preenchidas com serapilheira ou cobertura morta, nos mesmos pontos da parcela, mediu-se a altura da camada de serapilheira (quando presente) sobre a superfície do solo com o auxílio de uma régua, sendo o resultado expresso em cm.
- iii) Serapilheira acumulada – após a mensuração dos indicadores proteção do solo e profundidade da serapilheira, a serapilheira contida dentro da área do coletor (25,0 x 25,0 cm) foi coletada e colocada em sacos plásticos identificados. Posteriormente, essas amostras foram levadas para o Laboratório de Dendrologia da Universidade Federal Rural de Pernambuco, onde foram secas em estufa de circulação forçada a 60°C e pesadas em balança analítica de precisão, obtendo-se a massa seca em gramas.
- iv) Regeneração natural – a estimativa da regeneração natural foi obtida dentro das parcelas de 25 m². Os indivíduos com altura $\geq 1,0$ m e $CAP_{1,30m} < 15,0$ cm foram etiquetados e tiveram a circunferência à altura da base ($CAB_{0,30m}$) mensurada com uma fita métrica e altura com uma haste graduada. Após a identificação taxonômica dos indivíduos no Herbário Sérgio Tavares da UFRPE, baseado no sistema de classificação APG IV (2016) e a partir de consultas à literatura, as espécies foram distribuídas em seus respectivos grupos ecológicos (GANDOLFI; LEITÃO FILHO; BEZERRA, 1995), em síndromes de dispersão (PIJL, 1982) e classificadas quanto à ocorrência natural, sendo consideradas como exóticas as espécies que não ocorrem naturalmente nos remanescentes de vegetação nativa da região. Ainda, foram determinadas a densidade (indivíduos.ha⁻¹) e riqueza.

2.3 Análise dos dados

A suficiência amostral foi determinada para as três áreas de estudo, calculando-se os erros amostrais (Ea%), em nível de 95% de probabilidade, admitindo-se um erro amostral de no máximo 15%, sendo as análises realizadas pelo software Mata Nativa.

Os indivíduos amostrados no levantamento florístico e fitossociológico foram relacionados em uma lista florística para cada área estudada (A1, A2 e ER), sendo as espécies nomeadas de acordo o sistema de classificação Angiosperm Phylogeny Group IV (APG, 2016) e distribuídas em famílias. Para a confirmação dos autores e dos nomes científicos foi consultada a Lista de Espécies da Flora do Brasil (FORZZA et al., 2017).

Os valores dos índices de Shannon e Simpson, tanto para o componente adulto como para o regenerante, foram comparados quanto à significância pelo teste-t de Hutcheson ($p < 0,05$), utilizado para detectar diferenças significativas entre o índice de diversidade de

duas amostras (MAGURRAN, 1988). Para o componente regenerante, elaborou-se um dendrograma com as espécies que ocorreram nas três áreas de estudo, utilizando o software estatístico PAST versão 2.17 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

A altura e o diâmetro médio dos indivíduos foram comparados pela Análise de Variância ($p < 0,05$) e, quando se detectaram diferenças significativas, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey. Da mesma forma, procedeu-se para as comparações envolvendo os dados de serapilheira (cobertura do solo, altura de serapilheira e serapilheira acumulada). Antes, todas as variáveis foram submetidas a teste de normalidade de Shapiro-Wilk (1965) para verificar se os dados apresentavam distribuição normal. Os procedimentos estatísticos foram realizados no software BioEstat 5.0 (AYRES et al., 2007).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Indicadores ecológicos

3.1.1 Indicadores de composição e estrutura

A suficiência amostral foi considerada satisfatória para todas as áreas, verificando-se que o número de parcelas adotado foi suficiente para representar a população. Os erros amostrais calculados foram inferiores ao erro estabelecido (20%), sendo que para o número de indivíduos, os valores de erro amostral para a área A1, A2 e ER foram: 14,55%, 13,50% e 12,76%, respectivamente.

Na área A1 foram amostrados 147 indivíduos (588 ind. ha^{-1}), distribuídos em 20 espécies, sendo 16 identificadas em nível de espécie, duas em nível de gênero, uma em nível de família e um indivíduo indeterminado (Tabela 2). Nesta área, as famílias mais representativas foram Fabaceae, composta por 35,0% das espécies, Malvaceae (20,0%) e Anacardiaceae (10,0%). As outras famílias (Bixaceae, Chrysobalanaceae, Myrtaceae, Polygonaceae, Rubiaceae e Urticaceae) tinham apenas uma única espécie (5%).

Na A2 foram amostrados 109 indivíduos (436 ind. ha^{-1}) de espécies arbustivas e arbóreas, pertencentes a 13 espécies, sendo 12 identificadas em nível de espécie e apenas um indivíduo não identificado. As 12 espécies estavam distribuídas em quatro famílias, sendo: Fabaceae, de maior representatividade de espécies (41,67%), seguida por Malvaceae (33,3%), Bignoniaceae (16,67%) e Rubiaceae (8,33%) (Tabela 2).

No ER amostraram-se 261 indivíduos (696 ind. ha^{-1}), distribuídos em 39 espécies, sendo 29 identificadas em nível específico, três em nível de gênero, quatro em nível de família e um indivíduo não identificado. As principais famílias foram Fabaceae (18,92% das

espécies), seguida por Anacardiaceae (10,81%), Bignoniaceae e Myrtaceae (8,11%) (Tabela 2 e Figura 2). Nas três áreas, a família Fabaceae foi a mais representativa, em termos de indivíduos, com 44,9% na A1, 52,8% na A2 e 37,6% no ER.

Tabela 2. Aspectos florísticos do componente adulto das áreas em processo de restauração florestal, A1 e A2, e de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual considerado como ecossistema de referência, ER, localizados no município de Timbaúba, PE

| Família/Espécie | NI | | | N/E | SD | GS |
|---------------------------------------------------------------------|----|----|----|-----|------|----|
| | A1 | A2 | ER | | | |
| Anacardiaceae | | | | | | |
| <i>Astronium fraxinifolium</i> Schott | | | 5 | N | Zoo | Si |
| <i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão | | | 27 | N | Ane | St |
| <i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi | 15 | | | N | Zoo | Pi |
| <i>Spondias mombin</i> L. | | | 5 | N | Zoo | Pi |
| <i>Tapirira guianensis</i> Aubl. | 2 | | | N | Zoo | Pi |
| Anacardiaceae 1 | | | 2 | - | - | - |
| Apocynaceae | | | | | | |
| <i>Aspidosperma</i> sp. | | | 2 | - | - | - |
| <i>Tabernaemontana flavicans</i> Willd. ex Roem. & Schult. | | | 1 | N | Zoo | Si |
| Bignoniaceae | | | | | | |
| <i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos | | 3 | | N | Ane | St |
| <i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos | | 10 | 5 | N | Ane | St |
| <i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith | | | 1 | N | Ane | Si |
| Bignoniaceae 1 | | | 10 | - | - | - |
| Bixaceae | | | | | | |
| <i>Bixa orellana</i> L. | 4 | | | N | Zoo | Pi |
| Boraginaceae | | | | | | |
| <i>Cordia toqueve</i> Aubl. | | | 6 | N | Zoo | Si |
| Capparaceae | | | | | | |
| <i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl | | | 7 | N | Zoo | Sc |
| Chrysobalanaceae | | | | | | |
| <i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch | 2 | | | N | Zoo | Si |
| Erythroxylaceae | | | | | | |
| <i>Erythroxylum passerinum</i> Mart. | | | 1 | N | Zoo | St |
| <i>Erythroxylum squamatum</i> Sw | | | 1 | N | Zoo | St |
| Euphorbiaceae | | | | | | |
| <i>Sapium argutum</i> (Müll.Arg.) Huber | | | 1 | N | Auto | Si |
| Euphorbiaceae 1 | | | 2 | - | - | - |
| Fabaceae | | | | | | |
| <i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record | | | 7 | N | Ane | Pi |
| <i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul | 1 | 28 | | N | Ane | Si |
| <i>Bauhinia variegata</i> L. | | | 1 | E | Auto | Pi |
| <i>Clitoria fairchildiana</i> R. A. Howard | 2 | | | E | Auto | Si |
| <i>Hymenaea courbaril</i> L. | 1 | 1 | | N | Zoo | St |

Continua...

Tabela 2. Continuação

| Família/Espécie | NI | | | N/E | SD | GS |
|------------------------------------------------------------------------|----|----|----|-----|------|----|
| | A1 | A2 | ER | | | |
| <i>Inga ingoides</i> (Rich.) Willd. | 57 | 52 | | N | Zoo | Si |
| <i>Inga striata</i> Benth. | 1 | | | N | Zoo | Si |
| <i>Inga</i> sp. | 1 | | | N | Zoo | Si |
| <i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz var. <i>ferrea</i> | 1 | 1 | | N | Auto | Si |
| <i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld | | | 1 | N | Ane | Si |
| <i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth. | 1 | | | E | Auto | Pi |
| <i>Paubrasilia echinata</i> (Lam.) Gagnon, H.C.Lima & G.P.Lewis | 2 | | | N | Auto | St |
| <i>Samanea inopinata</i> (Harms) Barneby & J.W.Grimes | | | 3 | N | Auto | Pi |
| Fabaceae 1 | | | 51 | - | - | - |
| Fabaceae 2 | 3 | | | - | - | - |
| Malvaceae | | | | | | |
| <i>Ceiba glaziovii</i> (Kuntze) K.Schum. | | | 10 | N | Ane | Si |
| <i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna | 18 | 25 | | N | Auto | Si |
| <i>Eriotheca macrophylla</i> (K.Schum.) A.Robyns | 3 | 1 | | N | Ane | Si |
| <i>Pachira aquatica</i> Aubl. | 3 | | | E | Auto | Sc |
| <i>Sterculia foetida</i> L. | 5 | 2 | | E | Zoo | Sc |
| <i>Talipariti pernambucense</i> (Arruda) Bovini | | 5 | | N | Auto | Pi |
| Moraceae | | | | | | |
| <i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud. subsp. <i>tinctoria</i> | | | 2 | N | Zoo | Pi |
| Myrtaceae | | | | | | |
| <i>Campomanesia aromatica</i> (Aubl.) Griseb. | | | 14 | N | - | - |
| <i>Eugenia</i> sp. 1 | | | 1 | - | - | - |
| <i>Eugenia</i> sp. 2 | | | 1 | - | - | - |
| <i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels | 17 | | | E | Zoo | Pi |
| Nyctaginaceae | | | | | | |
| <i>Guapira laxa</i> (Netto) Furlan | | | 7 | N | Zoo | Si |
| <i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz | | | 2 | N | Zoo | Si |
| Polygonaceae | | | | | | |
| <i>Coccoloba mollis</i> Casar. | 1 | | 6 | N | Zoo | Pi |
| Rhamnaceae | | | | | | |
| <i>Ziziphus joazeiro</i> Mart. | | | 8 | N | Zoo | Pi |
| Rubiaceae | | | | | | |
| <i>Genipa americana</i> L. | 1 | 5 | | N | Zoo | St |
| <i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltldl. | | | 3 | N | Zoo | Si |
| Rutaceae | | | | | | |
| Rutaceae 1 | | | 3 | - | - | - |
| Salicaceae | | | | | | |
| <i>Casearia hirsuta</i> Sw. | | | 4 | N | Zoo | Si |
| <i>Casearia sylvestris</i> Sw. | | | 7 | N | Zoo | Si |
| Sapindaceae | | | | | | |
| <i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl. | | | 8 | N | Zoo | Pi |
| <i>Cupania impressinervia</i> Acev.-Rodr. | | | 1 | N | Zoo | Si |

Continua...

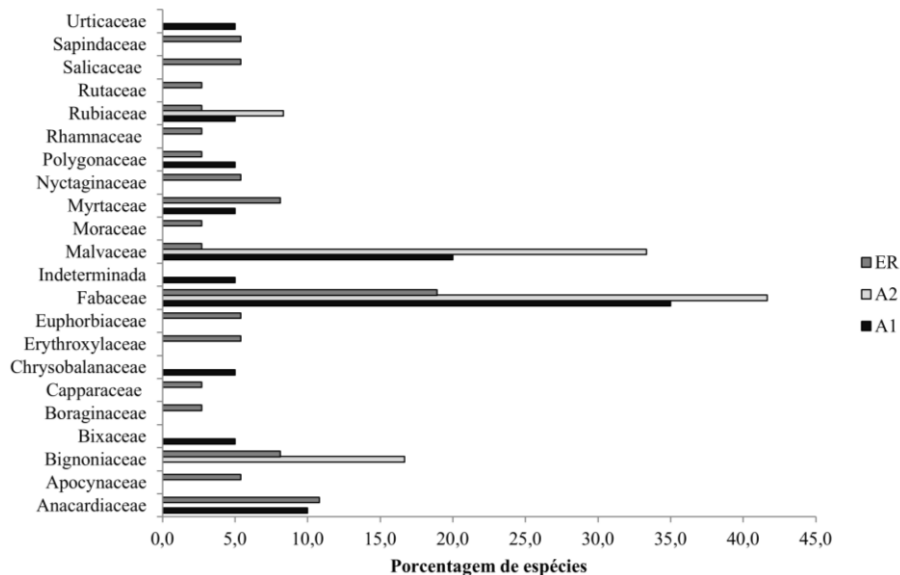
Tabela 2. Continuação

| Família/Espécie | NI | | | N/E | SD | GS |
|-------------------------------------|------------|------------|------------|-----|-----|----|
| | A1 | A2 | ER | | | |
| Urticaceae | | | | | | |
| <i>Cecropia pachystachya</i> Trécul | 9 | | | N | Zoo | Pi |
| Indeterminada | | | | | | |
| Indeterminada 1 | | 1 | | - | - | - |
| Indeterminada 2 | 1 | | | - | - | - |
| Indeterminada 3 | | | 15 | - | - | - |
| Indeterminada 4 | | | 1 | | | |
| Total | 147 | 109 | 261 | | | |

Em que: Ni: número de indivíduos; N/E: N: nativa, E: exótica; GE: grupo ecológico, Pi: pioneira, Si: secundária inicial, St: secundária tardia, Sc: sem caracterização; SD: síndrome de dispersão, Zoo: zoocórica, Ane: anemocórica, Auto: autocórica).

A família Fabaceae tem sido amplamente registrada em plantios de restauração florestal e, na maioria das vezes, é a mais abundante (FERREIRA et al., 2007; COSTA et al., 2010; KLIPPEL et al., 2015; SILVA, 2017). Além da ampla distribuição nos plantios, é responsável pela grande diversidade vegetal das florestas tropicais, especialmente, em trechos da Mata Atlântica (ZIMMERMANN et al., 2012), as espécies dessa família são fundamentais para a recuperação de áreas degradadas, pois apresentam rápido crescimento em ambientes adversos devido, principalmente, a capacidade da maioria das espécies se associarem a fungos micorrízicos e bactérias do gênero *Rhizobium* (CHADA; CAMPELLO; FARIA, 2004; MOURÃO; KARAM; SILVA, 2011).

Figura 2. Porcentagem de espécies registradas por família botânica no componente adulto das áreas em processo de restauração florestal, A1 e A2, e em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual considerado como ecossistema de referência, ER, localizados no município de Timbaúba, PE.



Quanto à ocorrência de espécies exóticas, registraram-se a presença de *Pachira aquatica* (n=3), *Sterculia foetida* (n=5), *Mimosa caesalpinifolia* (1) e *Syzygium cumini* (n=17) na área A1, *Clitoria fairchildiana* (n=2) e *Sterculia foetida* (n=2) na A2 e, *Bauhinia variegata* (n=1) no ER (Tabela 2 e Tabela 3). Nas áreas em restauração, com exceção da *Clitoria fairchildiana*, as demais foram plantadas e, embora tenham sido observadas no componente adulto, não foram registrados indivíduos regenerantes no sub-bosque.

A exclusão de espécies exóticas está entre os princípios estabelecidos pela SER (2004) para a restauração ecológica. Estudos apontam que essas espécies ao invadir ambientes naturais, podem reduzir a biodiversidade e alterar processos ecossistêmicos (VILÀ et al., 2011; GILBERT; LEVINE, 2013; KATSANEVAKIS et al., 2014). No entanto, ainda que essas espécies devam ser evitadas, é muito comum a presença nas listas florísticas de áreas em restauração (MELO; DURIGAN, 2007; DURIGAN et al., 2010; RODRIGUES; MONTEIRO; CULLEN JUNIOR, 2010; ASSIS et al., 2013). Se, por um lado, há estudos que apontam a problemática das espécies exóticas na restauração, outros estudos, em casos pontuais, não verificaram evidências de interferência negativa por essas espécies no processo (VIANI; DURIGAN; MELO, 2010; SANTILLI; DURIGAN, 2014).

Estudo realizado por Santilli; Durigan (2014), no Cerrado, mostraram que, após oito anos, em uma área de restauração implantada com 42 espécies, das quais 36 eram exóticas, apenas 3% das plantas regenerantes (14% das espécies) pertenciam a espécies exóticas, indicando que a similaridade florística com um ecossistema natural de referência tende a aumentar ao longo do tempo. Além disso, não registrou a presença das espécies exóticas no ecossistema natural adjacente. No entanto, os autores recomendaram o uso de espécies nativas do Cerrado, uma vez que são mais adaptadas para a restauração deste ecossistema.

O ER obteve os maiores valores para a riqueza de espécies e para os índices de diversidade quando comparado com as áreas em restauração. Entre as áreas em restauração, a área A1 obteve os menores valores para os descritores florísticos citados. A riqueza do ER foi igual a 39, na A1 igual a 20 e, na A2, apenas 13 espécies. A baixa riqueza verificada na A2 foi confirmada pelos baixos índices de diversidade encontrados nessa área ($H' = 1,65 \text{ nats.ind}^{-1}$; $J' = 0,64$ e $C = 0,29$). A A1 obteve valores intermediários ($H' = 2,14 \text{ nats.ind}^{-1}$; $J' = 0,72$ e $C = 0,29$) e o ER os maiores índices ($H' = 3,03 \text{ nats.ind}^{-1}$; $J' = 0,83$ e $C = 0,08$), conforme Tabela 3.

Quando submetidos ao teste de Hustcheson, observa-se que o índice de Shannon da A1 não difere estatisticamente da A2 e do ER, observando-se diferença estatística apenas

entre H' da A2 e do ER. Avaliando os valores de C a partir do teste de Hutcheson observa-se que as áreas em restauração diferem significativamente do ER.

Tabela 3. Aspectos florísticos do componente adulto das áreas em processo de restauração florestal (A1 e A2) e de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (ecossistema de referência – ER), localizados no município de Timbaúba, PE

| Descritores florísticos | A1 | A2 | ER |
|---------------------------------------|-----------|-----------|-----------|
| Número de famílias botânicas | 10 | 4 | 22 |
| Riqueza (S) | 20 | 13 | 39 |
| Número de espécies exóticas | 4,0 | 2,0 | 1,0 |
| Índice de diversidade de Shannon (H') | 2,14 ab | 1,65 a | 3,03 b |
| Índice de dominância de Simpson (C) | 0,20 a | 0,29 a | 0,08 b |
| Índice de uniformidade de Pielou (J') | 0,72 | 0,64 | 0,83 |

* Valores seguidos de mesma letra na linha, não diferem entre si ($\alpha < 0,05$) pelo teste t de Hutcheson.

Diante disso, considerando a riqueza de espécies juntamente com os índices de Shannon, Pielou e Simpson é possível afirmar que a diversidade no ER > A1 > A2, o que já era esperado, uma vez que com o avanço da sucessão ocorra aumento na diversidade de espécies. Além disso, outros fatores podem justificar esses resultados, como o número de espécies utilizadas no plantio e os fatores de impactos recorrentes nessas áreas. Ainda em relação à diversidade, quando comparados com outras áreas em processo de restauração estudados, a A2 apresentou os menores valores para todos os descritores (Tabela 4).

Tabela 4. Comparação entre as áreas desse estudo com outros ecossistemas em processo de restauração estudados contemplando os diferentes descritores de diversidade

| Estudos | Área (ha) | Idade (anos) | Espaç. (m ²) | S | H' | J' | C |
|-------------------------|---------------------|------------------------|------------------------------------|-----------|-------------|-------------|-------------|
| A1 (este estudo) | 1,0 | 8 | 9,0 | 20 | 2,14 | 0,72 | 0,20 |
| A2 (este estudo) | 1,0 | 5 | 9,0 | 13 | 1,65 | 0,64 | 0,29 |
| Silva (2017) | 6,15 | 8 | 9,0 | 23 | 2,11 | 0,67 | 0,81 |
| | 5,11 | 8 | 9,0 | 31 | 2,56 | 0,74 | 0,88 |
| Marcuzzo et al. (2014) | 2,21 | 7 | 5,0 | 19 | 2,31 | 0,78 | - |
| | 2,27 | 7 | 16,0 | 29 | 2,86 | 0,85 | - |
| Rocha (2017) | - | 7 | - | 38 | 3,00 | 0,80 | - |
| | - | 7 | - | 40 | 3,30 | 0,90 | - |
| Rech et al. (2015) | 1,0 | 6 | 6 | 73 | 2,91 | 0,78 | - |

Em que: S = riqueza de espécies; H' = índice de diversidade de Shannon; J' = índice de uniformidade de Pielou.

O Índice de Similaridade de Jaccard foi calculado para as áreas em restauração e o ecossistema de referência. Logo, comparando a A1 com o ER, verificou-se similaridade de 0,02 e, entre A2 e ER, de 0,07 (Tabela 5).

Tabela 5. Número de espécies comuns, exclusivas e Índice de Similaridade de Jaccard para o componente arbóreo dos ecossistemas em processo de restauração florestal (A1 e A2) e de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (ecossistema de referência – ER), localizados no município de Timbaúba, PE

| Ecossistemas | Nº de espécies comuns | Nº de espécies exclusivas | Índice de Jaccard |
|--------------|-----------------------|---------------------------|-------------------|
| A1 x A2 | 5 | 8 A2 – 15 A1 | 0,18 |
| A2 x ER | 3 | 10 A2 – 36 ER | 0,06 |
| A1 x ER | 1 | 19 A1 – 38 ER | 0,02 |

Desta forma, entende-se que a composição florística das áreas A1 e A2 em relação ao ER ainda é distinta, e a similaridade está muito distante do valor a partir do qual duas comunidades são consideradas floristicamente semelhantes (25%), segundo Müller-Dombois; Ellenberg (1974). A dissimilaridade florística entre as áreas pode ser em decorrência de diversos fatores, especialmente, as espécies selecionadas para o plantio. Na escolha das espécies devem-se considerar as espécies nativas regionais, uma vez que já estão adaptadas às condições locais (MARTINS, 2012), aumentando as chances de sucesso na restauração florestal (IVANAUSKAS; RODRIGUES; SOUZA, 2007).

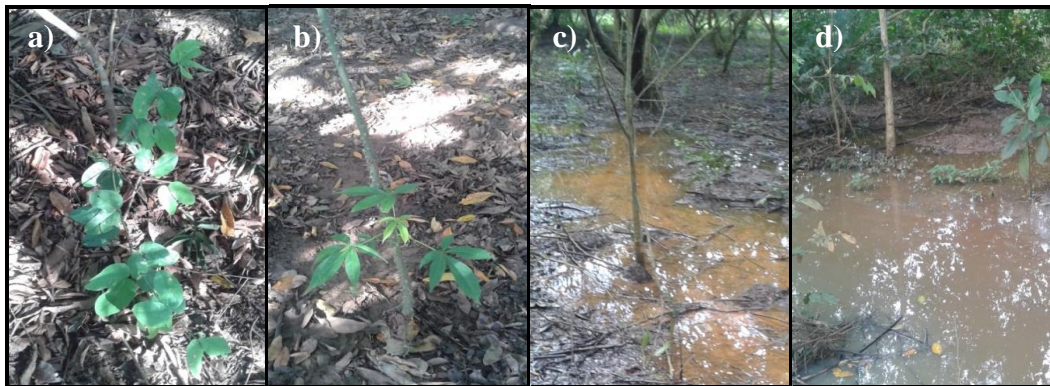
A diversidade de espécies em plantios de restauração ainda é amplamente discutida entre os profissionais da área (ARONSON et al., 2010; BRANCALION et al., 2010; DURIGAN et al., 2010; VIANI; DURIGAN; MELO, 2010; ARONSON; DURIGAN; BRANCALION, 2011; SALOMÃO; SANTANA; BRIENZA JÚNIOR, 2013). Entre os temas mais polêmicos, destacam-se a exigência de um número mínimo de espécies a serem plantadas e a distribuição proporcional entre classes sucessionais, pela síndrome de dispersão e até mesmo pelo grau de ameaça de extinção (DURIGAN et al., 2010). Segundo os autores, não existem estudos que comprovem que a alta diversidade de espécies no plantio seja suficiente para garantir, em todas as circunstâncias, o sucesso da restauração. Porém, Brancalion, Lima e Rodrigues (2013) ressaltam que a adoção de elevada diversidade inicial nas ações de restauração aumentariam as chances de sucesso, principalmente, pelo fato de não se ter o conhecimento sobre quais são as espécies que conseguiriam superar os filtros fisiológicos e ecológicos impostos pelo ambiente, e garantir viabilidade biológica das áreas restauradas.

De fato, a existência de filtros ecológicos pode ser um fator limitante para o estabelecimento e desenvolvimento das espécies, principalmente, se não forem adaptadas às condições locais. Na área A2, por exemplo, foi evidente o desenvolvimento incipiente de algumas espécies devido à existência de filtros, de forma que, após cinco anos do plantio, notou-se que muitos indivíduos não entraram no critério de inclusão ($DAP \geq 5,0$ cm) do

levantamento e outros ainda estavam no padrão de mudas. A ocorrência de inundações na época chuvosa, que dura em média três meses, é um dos filtros que pode estar impedindo o desenvolvimento das espécies, especialmente, de *Hymenaea courbaril*, *Ceiba speciosa*, *Handroanthus chrysotrichus* (Figura 3). Nessa área, na ocasião do plantio, foram feitos canais de drenagem para que houvesse a vazão da água, no entanto, os mesmos não foram suficientes para impedir as inundações durante o período chuvoso.

A saturação hídrica do solo é considerada um dos fatores que dificultam a restauração florestal, justamente por limitar o estabelecimento das plantas (BAATTRUP-PEDERSEN et al., 2013), uma vez que a permanência da água no solo causa inúmeras alterações químicas, físicas e biológicas que limitam a disponibilidade de nutrientes e bloqueiam o processo de trocas gasosas pelas raízes das plantas, fundamentais para a realização de uma série de eventos fisiológicos que participam do crescimento inicial em altura e no vigor da planta (SILVA; HIGUCHI; VAN DEN BERG, 2010).

Figura 3. Espécies *Hymenaea courbaril* L. (a) e *Ceiba speciosa* (A.St.-Hil.) Ravenna (b), cinco anos após o plantio, e a ocorrência de alagamentos na época chuvosa (c e d), em uma área em processo de restauração florestal (A2), localizada no município de Timbaúba, PE.

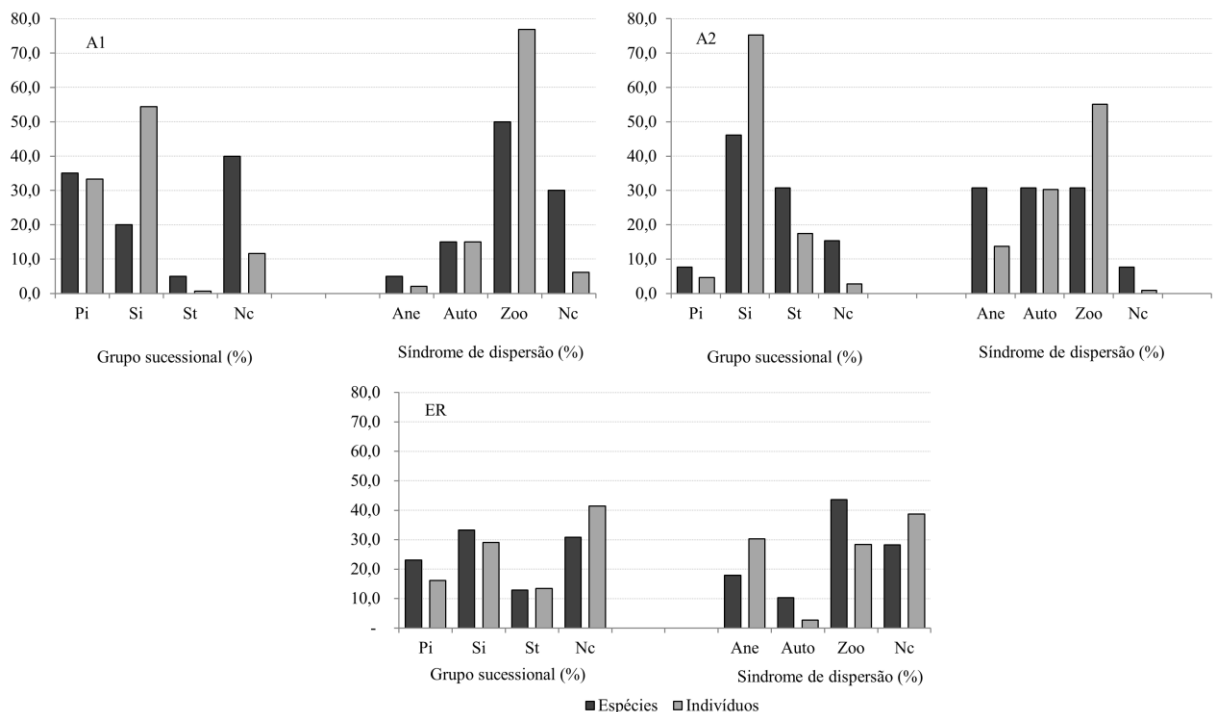


Enquanto algumas espécies foram prejudicadas e tiveram o desenvolvimento limitado em razão do encharcamento, outras se beneficiaram com esse filtro ecológico. Exemplo disso é a espécie *Inga ingoides* que em todas as parcelas, inclusive as que ficaram inundadas durante a estação chuvosa, apresentou elevada dominância de indivíduos, indicando que a inundação do solo afeta as espécies de diferentes formas. Estudo desenvolvido com o objetivo de classificar espécies arbóreas em função da tolerância ao alagamento incluiu a espécie *Inga marginata* no grupo de tolerância alta a muito alta, por apresentar sobrevivência e crescimento elevados, com potencial de serem utilizadas na restauração de áreas nessas condições ambientais (BETTINARDI, 2014). Segundo a autora, devido à tolerância diferenciada ao encharcamento do solo entre as espécies arbóreas e arbustivas nativas, a

identificação dos grupos de espécies mais e menos tolerantes é uma etapa essencial, embora pouco conhecida, para a restauração florestal de ecossistemas ciliares.

Em relação à distribuição das espécies por grupo sucessional, na área A1, 45,0% das espécies são classificadas como pioneiras, 30,0% secundárias iniciais e 5,0% como secundárias tardias; na A2, 7,69% das espécies pertenciam ao grupo das pioneiras, 46,15% ao das secundárias iniciais, 30,77% ao das secundárias tardias, e 15,38% não puderam ser classificadas. E por fim, no ER, 35,90% das espécies são classificadas como secundárias iniciais, 20,51% pioneiras e 12,82% secundárias tardias. Em termos de indivíduos, na área A1, 55,78% dos indivíduos pertenciam a classe secundária inicial, enquanto 38,33% a classe pioneira. Na A2, houve maior porcentagem na categoria secundária inicial, com 75,23%, seguida pela secundária tardia (17,43%) e, apenas 4,59% dos indivíduos pertenciam à classe pioneira, e no ER, 15,33% dos indivíduos estavam na classe pioneira e 34,87% na classe secundária inicial (Figura 4).

Figura 4. Percentual de espécies e indivíduos por grupos sucessionais e por síndromes de dispersão de sementes nas áreas em restauração florestal (A1 e A2) e no ecossistema de referência (ER), localizados no município de Timbaúba, PE. Em que: Pi=pioneira; Si=secundária inicial; St=secundária tardia; Nc=não classificada; Ane=anemocórica; Zoo=zoocórica; Auto=autocórica; Nc=não classificada).



O número elevado de espécies das classes iniciais de sucessão nas áreas em restauração é devido à melhor adaptação dessas espécies aos ambientes abertos; das 10 espécies não-pioneiras plantadas na A2, apenas quatro (30,77%) foram amostradas no levantamento florístico; dentre as outras seis espécies observou-se a ocorrência de indivíduos

de *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers, *Brosimum guianense* (Aubl.) Huber e *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand, todos eles no padrão de mudas. Na área A1, embora não se tenha a informação da proporção de espécies pioneiras e não-pioneiras plantadas, entende-se que da mesma forma as espécies das classes iniciais de sucessão podem ter sido favorecidas.

Esses resultados indicam que as áreas em restauração estão nos estágios iniciais de sucessão, caracterizados por apresentar maior proporção de espécies e indivíduos de estágios iniciais, no caso, pioneiras e secundárias iniciais. Além disso, a abundância de espécies pioneiras e secundárias iniciais em plantios de restauração é muito comum, devido ao rápido crescimento e melhoria nas condições edafo-climáticas que essas espécies proporcionam (KAGEYAMA; GANDARA, 2005).

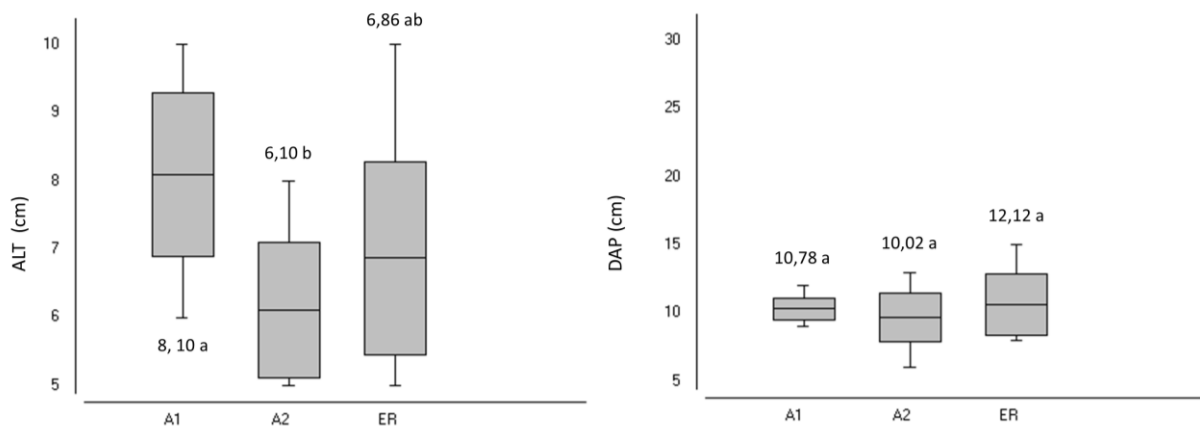
Com o avanço da sucessão ecológica, as espécies dos grupos iniciais da sucessão são substituídas por espécies secundárias tardias. No entanto, na A1, devido à baixa e quase ausente ocorrência de espécies e indivíduos nessa categoria, a trajetória sucessional nessa área poderia ser interrompida. Desta forma, caso essa situação não se altere naturalmente com chegada de propágulos na área, recomenda-se que se faça o enriquecimento com espécies secundárias tardias. A densidade elevada de espécies pertencentes ao grupo das pioneiras pode comprometer os processos ecológicos futuros da área em restauração, principalmente, quando a área estiver em local distante de fontes de propágulos ou desprovida de sementes retidas no solo, inviabilizando o processo de sucessão florestal (BRANCALION et al., 2009; RODRIGUES; MONTEIRO; CULLEN JUNIOR, 2010).

Em relação às síndromes de dispersão, em termos de espécies, nas áreas A1 e ER, predominou a zoocoria, típica de florestas tropicais e ecossistemas ciliares. Na A2, o percentual de espécies foi igual para todos os grupos de dispersão (30,77%). Em termos de indivíduos, na A2, 55,05% foram zoocóricos, 30,28% autocóricos e 13,76% anemocóricos; na A1, 76,87% dos indivíduos foram zoocóricos e, 14,97% autocóricos, e, por fim, no ER, 28,35% dos indivíduos foram zoocóricos e 30,27% anemocóricos (Figura 4). Espera-se que em ecossistemas ciliares a ocorrência de espécies zoocóricas seja maior devido à oferta de recursos que esses ambientes fornecem para a fauna.

O estudo da composição florística é fundamental na avaliação do processo de restauração, uma vez que a composição inicial influencia, consideravelmente, nas mudanças do processo de sucessão (FUKAMI; MORIN, 2003; MUDRÁK; DOLEZAL; FROUZ, 2016). No entanto, além da composição, é importante o entendimento das relações estruturais que estão se desenvolvendo no ecossistema.

A altura média dos indivíduos das áreas em restauração não se diferenciou, estatisticamente, da altura média do ER; foi verificada diferença estatística apenas entre a A1 e a A2. A altura média da área A1 foi 8,10 m, variando de 3,0 a 15,0 m; 66,6% dos indivíduos tinham entre 5,0 a 9,0 m de altura. Na A2 a altura média foi de 6,10 m, variando de 2,0 a 10,0 m, contudo, a maioria dos indivíduos (66,0%) tinha altura entre 4,0 e 8,0 m, compreendendo, principalmente, os indivíduos das espécies *Talipariti pernambucense*, *Inga ingoides* e *Ceiba speciosa*. No ER, a média das alturas foi 6,86 m, no entanto, foi a área com maior variação nos valores de altura, encontrando indivíduos de até 25,0 m, sendo eles da espécie *S. mombin* e *A. colubrina* (Figura 5).

Figura 5. Alturas e diâmetros médios dos indivíduos do componente adulto de áreas em processo de restauração florestal (A1 e A2) e de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (ecossistema de referência – ER), localizados no município de Timbaúba, PE.



* Valores seguidos de mesma letra não diferem entre si ($\alpha < 0,05$) pelo teste de Tukey.

O diâmetro médio da área A1 foi de 10,78 cm, variando de 4,60 a 36,91 cm, sendo 83,0% dos indivíduos com DAP no intervalo de 5,0 a 16,5 cm. Na A2, o diâmetro médio foi de 10,02 cm, variando de 4,8 a 30,2 cm, e 68,80% dos indivíduos estavam inseridos no intervalo de 4,80 a 12,0 cm. As espécies com os maiores diâmetros foram *Ceiba speciosa*, *Inga ingoides* e *Sterculia foetida*. No ER, o diâmetro médio foi de 12,12 cm, com a maior variação observada entre as áreas (4,8 a 45,30 cm), sendo que as espécies com os maiores diâmetros foram *Ceiba glaziovii*, *Spondias mombin*, *Anadenanthera colubrina* e *Handroanthus impetiginosus* (Figura 5). A ausência de diferenças significativas entre as áreas em restauração com o ER em termos de altura e diâmetro médios pode ser em razão dos impactos decorrentes das frequentes queimadas nesta área. Notou-se em campo, a morte e queda de indivíduos arbóreos em função do fogo, impedindo o desenvolvimento estrutural das espécies.

A estratificação corresponde ao número de estratos verticais encontrados em uma comunidade, de forma que a presença de diversos estratos é um bom indicativo da estrutura e funcionamento de áreas em restauração, entretanto, sua determinação é subjetiva. No ER, foram verificados quatro estratos bem definidos: sub-bosque, sub-dossel, dossel e indivíduos emergentes (com altura superior a 20 m, nesse caso). Em relação às áreas em restauração, na A1, notou-se a presença de três estratos: sub-bosque, sub-dossel e dossel. Todavia, o sub-dossel e o dossel estavam bem definidos com maior abundância de indivíduos. Na A2, observou-se a presença de apenas um estrato, o dossel principal, indicando, novamente, o desenvolvimento incipiente do processo de restauração nessa área quando comparada à A1 e ao ER.

Os parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas em cada área estão detalhados nas Tabelas 6, 7 e 8.

Tabela 6. Parâmetros fitossociológicos organizados em ordem decrescente de valor de importância (VI%) do componente adulto de uma área em restauração florestal (A1), localizada no município de Timbaúba, PE

| Espécie | Ni | DA | DR | FA | FR | DoA | DoR | VI | VI (%) |
|--------------------------------|------------|------------|--------------|--------------|--------------|----------------|--------------|--------------|--------------|
| <i>Inga ingoides</i> | 57 | 228 | 38,78 | 100,00 | 14,08 | 7,8767 | 51,45 | 104,31 | 34,77 |
| <i>Ceiba speciosa</i> | 18 | 72 | 12,24 | 90,00 | 12,68 | 1,6754 | 10,94 | 35,86 | 11,95 |
| <i>Syzygium cumini</i> | 17 | 68 | 11,56 | 80,00 | 11,27 | 1,6845 | 11,00 | 33,84 | 11,28 |
| <i>Schinus terebinthifolia</i> | 15 | 60 | 10,20 | 90,00 | 12,68 | 1,6156 | 10,55 | 33,43 | 11,14 |
| <i>Cecropia pachystachya</i> | 9 | 36 | 6,12 | 70,00 | 9,86 | 1,3476 | 8,80 | 24,78 | 8,26 |
| <i>Sterculia foetida</i> | 5 | 20 | 3,40 | 50,00 | 7,04 | 0,3540 | 2,31 | 12,76 | 4,25 |
| <i>Bixa orellana</i> | 4 | 16 | 2,72 | 40,00 | 5,63 | 0,0407 | 0,27 | 8,62 | 2,87 |
| <i>Pachira aquatica</i> | 3 | 12 | 2,04 | 30,00 | 4,23 | 0,2035 | 1,33 | 7,60 | 2,53 |
| <i>Eriotheca macrophylla</i> | 3 | 12 | 2,04 | 20,00 | 2,82 | 0,0881 | 0,58 | 5,43 | 1,81 |
| <i>Paubrasilia echinata</i> | 2 | 8 | 1,36 | 20,00 | 2,82 | 0,1335 | 0,87 | 5,05 | 1,68 |
| <i>Tapirira guianensis</i> | 2 | 8 | 1,36 | 20,00 | 2,82 | 0,0454 | 0,30 | 4,47 | 1,49 |
| <i>Licania tomentosa</i> | 2 | 8 | 1,36 | 20,00 | 2,82 | 0,0253 | 0,16 | 4,34 | 1,45 |
| Fabaceae 2 | 3 | 12 | 2,04 | 10,00 | 1,41 | 0,0392 | 0,26 | 3,71 | 1,24 |
| <i>Libidibia ferrea</i> | 1 | 4 | 0,68 | 10,00 | 1,41 | 0,0616 | 0,40 | 2,49 | 0,83 |
| <i>Mimosa caesalpinifolia</i> | 1 | 4 | 0,68 | 10,00 | 1,41 | 0,0482 | 0,32 | 2,40 | 0,80 |
| <i>Coccoloba mollis</i> | 1 | 4 | 0,68 | 10,00 | 1,41 | 0,0246 | 0,16 | 2,25 | 0,75 |
| <i>Inga striata</i> | 1 | 4 | 0,68 | 10,00 | 1,41 | 0,0183 | 0,12 | 2,21 | 0,74 |
| Indeterminada 1 | 1 | 4 | 0,68 | 10,00 | 1,41 | 0,0103 | 0,07 | 2,16 | 0,72 |
| <i>Inga sp.</i> | 1 | 4 | 0,68 | 10,00 | 1,41 | 0,0087 | 0,06 | 2,15 | 0,72 |
| <i>Genipa americana</i> | 1 | 4 | 0,68 | 10,00 | 1,41 | 0,0076 | 0,05 | 2,14 | 0,71 |
| Total | 147 | 588 | 100,0 | 710,0 | 100,0 | 15,3088 | 100,0 | 300,0 | 100,0 |

Em que: NI=número de indivíduos; DA=densidade absoluta; DR=densidade relativa; FA=frequência absoluta; FR=frequência relativa; DoA=dominância absoluta; DoR=dominância relativa e VI=valor de importância.

Considerando todos os indivíduos amostrados na A1, as espécies *Inga ingoides*, *Ceiba speciosa*, *Syzygium cumini* e *Schinus terebinthifolia* se destacaram em valores de importância. Ainda na A1, em relação à densidade relativa (DR) e dominância relativa (DoR), *I. ingoides* apresentou os maiores valores, 38,78% e 51,45%, respectivamente, seguido por *C. speciosa* (DR=12,24% e DoR=10,94%) e *Syzygium cumini* (DR=11,56% e DoR=11,0%). Em termos de frequência relativa (FR), registrou-se a ocorrência de *I. ingoides* em todas as unidades amostrais, e *C. speciosa* ocorreu em 90% das parcelas (Tabela 6).

Na área A2, as espécies que mais se destacaram com os maiores valores para os parâmetros fitossociológicos foram *Inga ingoides*, *Ceiba speciosa* e *Handroanthus impetiginosus*, somando 55,82% da densidade relativa. As demais espécies obtiveram DR abaixo de 5,0%, sendo: *Genipa americana*, *Talipariti pernambucense*, *Sterculia foetida*, *Handroanthus chrysotrichus*, *Clitoria fairchildiana*, *Eriotheca macrophylla*, *Hymenaea courbaril*, *Anadenanthera colubrina* e *Libidibia ferrea* (Tabela 7). Destas espécies, apenas *C. fairchildiana* e *A. colubrina* não estão relacionadas na lista de espécies utilizadas no plantio realizado em 2011, evidenciando a baixa contribuição de indivíduos alóctones na composição florística dessa área. Ainda em relação ao plantio, das 20 espécies plantadas, apenas seis foram amostradas, correspondendo a 30% do total.

Tabela 7. Parâmetros fitossociológicos organizados em ordem decrescente de valor de importância (VI%) do componente adulto de uma área em restauração florestal (A2), localizada no município de Timbaúba, PE

| Espécie | NI | DA | DR | FA | FR | DoA | DoR | VI | VI (%) |
|-----------------------------------|------------|------------|--------------|--------------|--------------|----------------|--------------|--------------|--------------|
| <i>Inga ingoides</i> | 52 | 208 | 47,71 | 100,00 | 23,26 | 11,8785 | 83,04 | 154,00 | 51,33 |
| <i>Ceiba speciosa</i> | 25 | 100 | 22,94 | 90,00 | 20,93 | 1,6579 | 11,59 | 55,46 | 18,49 |
| <i>Handroanthus impetiginosus</i> | 10 | 40 | 9,17 | 50,00 | 11,63 | 0,1533 | 1,07 | 21,87 | 7,29 |
| <i>Genipa americana</i> | 5 | 20 | 4,59 | 40,00 | 9,30 | 0,0508 | 0,35 | 14,24 | 4,75 |
| <i>Talipariti pernambucense</i> | 5 | 20 | 4,59 | 30,00 | 6,98 | 0,1777 | 1,24 | 12,81 | 4,27 |
| <i>Sterculia foetida</i> | 2 | 8 | 1,83 | 30,00 | 6,98 | 0,1708 | 1,19 | 10,01 | 3,34 |
| <i>Handroanthus chrysotrichus</i> | 3 | 12 | 2,75 | 20,00 | 4,65 | 0,0675 | 0,47 | 7,88 | 2,63 |
| <i>Clitoria fairchildiana</i> | 2 | 8 | 1,83 | 20,00 | 4,65 | 0,0931 | 0,65 | 7,14 | 2,38 |
| <i>Eriotheca macrophylla</i> | 1 | 4 | 0,92 | 10,00 | 2,33 | 0,0140 | 0,10 | 3,34 | 1,11 |
| Indeterminada 1 | 1 | 4 | 0,92 | 10,00 | 2,33 | 0,0140 | 0,10 | 3,34 | 1,11 |
| <i>Hymenaea courbaril</i> | 1 | 4 | 0,92 | 10,00 | 2,33 | 0,0103 | 0,07 | 3,32 | 1,11 |
| <i>Anadenanthera colubrina</i> | 1 | 4 | 0,92 | 10,00 | 2,33 | 0,0092 | 0,06 | 3,31 | 1,10 |
| <i>Libidibia ferrea</i> | 1 | 4 | 0,92 | 10,00 | 2,33 | 0,0072 | 0,05 | 3,29 | 1,10 |
| Total | 109 | 436 | 100,0 | 430,0 | 100,0 | 14,3042 | 100,0 | 300,0 | 100,0 |

Em que: NI=número de indivíduos; DA=densidade absoluta; DR=densidade relativa; FA=frequência absoluta; Fr=frequência relativa; DoA=dominância absoluta; DoR=dominância relativa e VI=valor de importância.

Na área A2, assim como na A1, a espécie com maior destaque foi o *I. ingoides* (DR=47,71% e DoR=83,04%), ocorrendo em todas as unidades amostrais (Tabela 7). Na A1, principalmente, os indivíduos de *I. ingoides* tiveram amplo desenvolvimento, sendo observados indivíduos de até 13 fustes com CAP \geq 15,0 cm cada.

O superior desenvolvimento em altura e diâmetro de *I. ingoides* em relação às demais está atrelado às condições ambientais favoráveis ao seu desenvolvimento nas áreas, como a ampla disponibilidade de água. A espécie *I. ingoides* é comumente encontrada em florestas secundárias, áreas perturbadas, especialmente aquelas periodicamente alagadas e ao longo dos cursos de rios (ALMEIDA et al., 2004; AMARAL et al., 2007; CARIM; JARDIM; MEDEIROS, 2008). A diferença no comportamento do *I. ingoides* nas duas áreas pode estar relacionada com a distinta diversidade de espécies verificada nas áreas, uma vez que a A2 apresentou maior número de espécies e indivíduos promovendo uma maior competição por recursos e limitando o crescimento de algumas espécies.

Tabela 8. Parâmetros fitossociológicos organizados em ordem decrescente de valor de importância (VI%) do componente adulto de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (ER), localizado no município de Timbaúba, PE

| Espécie | NI | DA | DR | FA | FR | DoA | DoR | VI | VI (%) |
|-----------------------------------|----|-----|-------|-------|------|--------|-------|-------|--------|
| Fabaceae 1 | 51 | 136 | 19,54 | 86,67 | 8,84 | 0,8704 | 7,01 | 35,40 | 11,80 |
| <i>Anadenanthera colubrina</i> | 28 | 75 | 10,73 | 80,00 | 8,16 | 1,6255 | 13,10 | 32,00 | 10,67 |
| <i>Ceiba glaziovii</i> | 10 | 27 | 3,83 | 46,67 | 4,76 | 2,6102 | 21,04 | 29,64 | 9,88 |
| <i>Myracrodruon urundeuva</i> | 27 | 72 | 10,34 | 66,67 | 6,80 | 0,7766 | 6,26 | 23,41 | 7,80 |
| <i>Spondias mombin</i> | 5 | 13 | 1,92 | 26,67 | 2,72 | 1,5698 | 12,65 | 17,30 | 5,77 |
| <i>Campomanesia aromatica</i> | 14 | 37 | 5,36 | 60,00 | 6,12 | 0,1308 | 1,05 | 12,54 | 4,18 |
| Indeterminada 1 | 15 | 40 | 5,75 | 40,00 | 4,08 | 0,2809 | 2,26 | 12,09 | 4,03 |
| <i>Handroanthus impetiginosus</i> | 5 | 13 | 1,92 | 33,33 | 3,40 | 0,6824 | 5,50 | 10,82 | 3,61 |
| <i>Guapira laxa</i> | 7 | 19 | 2,68 | 26,67 | 2,72 | 0,5610 | 4,52 | 9,93 | 3,31 |
| Bignoniaceae 1 | 10 | 27 | 3,83 | 40,00 | 4,08 | 0,2360 | 1,90 | 9,82 | 3,27 |
| <i>Ziziphus joazeiro</i> | 8 | 21 | 3,07 | 40,00 | 4,08 | 0,2349 | 1,89 | 9,04 | 3,01 |
| <i>Astronium fraxinifolium</i> | 5 | 13 | 1,92 | 13,33 | 1,36 | 0,6341 | 5,11 | 8,39 | 2,80 |
| <i>Allophylus edulis</i> | 8 | 21 | 3,07 | 46,67 | 4,76 | 0,0656 | 0,52 | 8,36 | 2,79 |
| <i>Casearia sylvestris</i> | 7 | 19 | 2,68 | 33,33 | 3,40 | 0,2563 | 2,06 | 8,15 | 2,72 |
| <i>Cordia toqueve</i> | 6 | 16 | 2,30 | 26,67 | 2,72 | 0,3866 | 3,11 | 8,14 | 2,71 |
| <i>Albizia polycephala</i> | 7 | 19 | 2,68 | 40,00 | 4,08 | 0,1430 | 1,15 | 7,92 | 2,64 |
| <i>Cynophalla flexuosa</i> | 7 | 19 | 2,68 | 33,33 | 3,40 | 0,0791 | 0,63 | 6,72 | 2,24 |
| <i>Coccoloba molli</i> | 6 | 16 | 2,30 | 33,33 | 3,40 | 0,0910 | 0,73 | 6,43 | 2,14 |
| <i>Samanea inopinata</i> | 3 | 8 | 1,15 | 13,33 | 1,36 | 0,2571 | 2,07 | 4,58 | 1,53 |
| <i>Casearia hirsuta</i> | 4 | 11 | 1,53 | 26,67 | 2,72 | 0,0277 | 0,22 | 4,48 | 1,49 |
| <i>Guettarda viburnoides</i> | 3 | 8 | 1,15 | 13,33 | 1,36 | 0,1351 | 1,08 | 3,60 | 1,20 |
| Euphorbiaceae 1 | 2 | 5 | 0,77 | 13,33 | 1,36 | 0,1308 | 1,05 | 3,18 | 1,06 |
| Rutaceae 1 | 3 | 8 | 1,15 | 13,33 | 1,36 | 0,0532 | 0,42 | 2,94 | 0,98 |

Continua...

Tabela 8. Continuação

| Espécie | NI | DA | DR | FA | FR | DoA | DoR | VI | VI (%) |
|----------------------------------|------------|------------|--------------|--------------|--------------|----------------|--------------|--------------|---------------|
| <i>Guapira opposita</i> | 2 | 5 | 0,77 | 13,33 | 1,36 | 0,0979 | 0,78 | 2,92 | 0,97 |
| <i>Aspidosperma</i> sp. | 2 | 5 | 0,77 | 13,33 | 1,36 | 0,0544 | 0,43 | 2,57 | 0,86 |
| <i>Maclura tinctoria</i> | 2 | 5 | 0,77 | 13,33 | 1,36 | 0,0371 | 0,29 | 2,43 | 0,81 |
| <i>Tabernaemontana flavicans</i> | 1 | 3 | 0,38 | 6,67 | 0,68 | 0,1334 | 1,07 | 2,14 | 0,71 |
| <i>Machaerium hirtum</i> | 1 | 3 | 0,38 | 6,67 | 0,68 | 0,0958 | 0,77 | 1,84 | 0,61 |
| Anacardiaceae 1 | 2 | 5 | 0,77 | 6,67 | 0,68 | 0,0243 | 0,19 | 1,64 | 0,55 |
| <i>Hymenaea courbaril</i> | 1 | 3 | 0,38 | 6,67 | 0,68 | 0,0254 | 0,20 | 1,27 | 0,42 |
| <i>Sapium argutum</i> | 1 | 3 | 0,38 | 6,67 | 0,68 | 0,0194 | 0,15 | 1,22 | 0,41 |
| <i>Eugenia</i> sp. 1 | 1 | 3 | 0,38 | 6,67 | 0,68 | 0,0172 | 0,13 | 1,20 | 0,40 |
| Indeterminada 2 | 1 | 3 | 0,38 | 6,67 | 0,68 | 0,0166 | 0,13 | 1,20 | 0,40 |
| <i>Tabebuia roseoalba</i> | 1 | 3 | 0,38 | 6,67 | 0,68 | 0,0151 | 0,12 | 1,18 | 0,39 |
| <i>Eugenia</i> sp. 2 | 1 | 3 | 0,38 | 6,67 | 0,68 | 0,0075 | 0,06 | 1,12 | 0,37 |
| <i>Erythroxylum passerinum</i> | 1 | 3 | 0,38 | 6,67 | 0,68 | 0,0061 | 0,04 | 1,11 | 0,37 |
| <i>Erythroxylum squamatum</i> | 1 | 3 | 0,38 | 6,67 | 0,68 | 0,0058 | 0,04 | 1,11 | 0,37 |
| <i>Bauhinia variegata</i> | 1 | 3 | 0,38 | 6,67 | 0,68 | 0,0049 | 0,03 | 1,10 | 0,37 |
| <i>Cupania impressinervia</i> | 1 | 3 | 0,38 | 6,67 | 0,68 | 0,0019 | 0,01 | 1,08 | 0,36 |
| Total | 261 | 696 | 100,0 | 980,0 | 100,0 | 12,4008 | 100,0 | 300,0 | 100,0 |

Em que: NI=número de indivíduos; DA=densidade absoluta; DR=densidade relativa; FA=frequência absoluta; FR=frequência relativa; DoA=dominância absoluta; DoR=dominância relativa e VI=valor de importância.

Resultado semelhante foi encontrado em estudo realizado na Mata Atlântica, em São Paulo, cujo objetivo foi avaliar o potencial de espécies nativas para a produção de madeira serrada em plantios de restauração florestal em um ecossistema implantado há 23 anos, com plantio de baixa diversidade, onde se verificou a baixa incidência de regenerantes e a presença de maciços homogêneos de espécies de maior estabelecimento na região, como *Anadenanthera* sp. e *Inga* sp. (SILVA, 2013).

Na Tabela 8, são apresentados os valores dos parâmetros fitossociológicos para o ER. As cinco espécies com os maiores valores de importância foram: Fabaceae 1, *A. colubrina*, *C. glaziovii*, *M. urundeuva* e *S. mombin*. As maiores densidades relativas foram registradas para as espécies Fabaceae 1 (DR=19,54), *A. colubrina* (DR=10,73%) e *M. urundeuva* (DR=10,34%); as demais espécies apresentaram DR abaixo de 6%. Embora *C. glaziovii* tenha apresentado o terceiro maior VI%, a DR foi de apenas 3,83%, porém, obteve a maior dominância relativa, 21,04%. As maiores dominâncias relativas foram observadas nas espécies *C. glaziovii*, *A. colubrina* e *S. mombin*. Quatro espécies (Fabaceae 1, *A. colubrina*, *M. urundeuva* e *Campomanesia aromatica*) foram registradas em mais de 50% das parcelas; duas apresentaram quase 90% de frequência absoluta, Fabaceae 1 e *A. colubrina*, com 8,84% e 8,16%, respectivamente, seguidas por *M. urundeuva* com 6,80% e, *Campomanesia aromatica* com 6,12%, indicando que os seus indivíduos se encontram distribuídos em toda área, e não em agrupamentos.

3.1.2 Indicadores de paisagem

As áreas em restauração e o ecossistema de referência (ER) não apresentaram conectividade com fragmentos florestais, sendo que a área A1 estava mais próxima de um remanescente florestal (cerca de 250 m), enquanto o feragemnto mais próximo da A2 era o ER (920 m), conforme Tabela 9. A conectividade e a distância com remanescentes florestais são importantes atributos da paisagem que devem ser considerados nas ações da restauração, desde o seu planejamento até o monitoramento, uma vez que influencia na resiliência da área em restauração. Áreas inseridas numa matriz florestal, ou seja, com presença de fragmentos florestais, muitas vezes são restauradas somente com a eliminação do agente degradante e isolamento da área, caso a mesma sofra pressões antrópicas ou de animais. No entanto, uma área inserida numa matriz agrícola, e por isso, de baixa resiliência, dificilmente será restaurada sem que ocorra a intervenção humana com aplicações de técnicas que acelerem o processo sucessional, como o plantio total.

Tabela 9. Caracterização dos indicadores de paisagem nas áreas em processo de restauração florestal (A1 e A2) e o ecossistema de referência (ER), localizados no município de Timbaúba, PE

| Indicadores da paisagem | A1 | A2 | ER |
|--------------------------------|-----------|-----------|-----------|
| Conectividade fragmentos | Ausente | Ausente | Ausente |
| Distância fragmentos (m) | 252,0 | 920,0 | 920,0 |

Da mesma forma, o avanço da restauração nas áreas é dependente das características da paisagem que o cerca; quanto maior a resiliência da paisagem, maior será a ocorrência de importantes processos ecológicos que determinarão a sustentabilidade ecológica da área, como o recrutamento de novas espécies que chegarão à área pelo processo de dispersão. Porém, quanto maior o isolamento de uma área restaurada na paisagem, maior a limitação de dispersores, uma vez que a chuva de sementes do entorno é muito baixa ou quase nula (MEDEIROS et al., 2010).

A influência da proximidade a fragmentos foi verificada nesse estudo, registrando-se na área A1 a ocorrência de sete espécies exclusivas do estrato regenerante, procedentes da chegada de propágulos nesta área. Na A2, apenas duas espécies (*Cecropia pachystachya* e *Desmanthus pernambucanus*) exclusivas foram verificadas na regeneração, oriundas dos cultivos abandonados de cana-de-açúcar que limitam com a área. Estudo realizado por Rech et al. (2015) em uma mata ciliar restaurada há seis anos, distante 40 m de um fragmento florestal, também atribuiu a chegada de espécies na área a proximidade com fontes de propágulos, registrando-se neste, a ocorrência de 73 espécies arbóreas, das quais 48

(equivalente a 65,8%) não correspondem àquelas que foram plantadas, tratando-se, portanto, de novas espécies que se estabeleceram na área pela dispersão de propágulos, o que contribuiu para o aumento da riqueza de espécies.

A integração com a paisagem é um dos atributos-chave definidos pela SER (2004) para que uma área possa ser considerada restaurada. A necessidade de incorporar uma visão mais abrangente à restauração se deu com a inserção dos conceitos de restauração ecológica associados ao restabelecimento dos processos ecológicos, aos conceitos de ecologia de paisagem (METZGER, 2000).

3.1.3 Indicadores de perturbações antrópicas

A aplicação dos indicadores de perturbação antrópica evidenciou a vulnerabilidade das áreas em processo de restauração florestal em relação às atividades humanas. Na A1, em 100% das parcelas havia algum tipo de lixo, em 50% encontrou-se pastejo e/ou animais domésticos e em 75% a presença de trilhas. Nesta área não foram observados indícios de queimadas. Na A2, registrou-se a ocorrência de todos os indicadores, destacando-se a presença de pastejo e/ou animais domésticos e ocorrência de lixo, em 100% das parcelas. Em 30% das parcelas, foram encontradas trilhas e, em 20%, indícios de fogo (Tabela 10).

Tabela 10. Frequência de ocorrência de perturbações antrópicas nas áreas em processo de restauração florestal (A1 e A2) e no ecossistema de referência (ER), localizados no município de Timbaúba, PE

| Indicadores de perturbações antrópicas | A1 (%) | A2 (%) | ER (%) |
|-----------------------------------------------|---------------|---------------|---------------|
| Pastejo/animais domésticos | 50 | 100 | 0 |
| Estradas/trilhas | 75 | 30 | 0 |
| Fogo | 0 | 20 | 100 |
| Lixo | 100 | 100 | 0 |

Embora as comunidades dependam diretamente dos serviços ecossistêmicos, como melhoria do microclima, aumento da quantidade e qualidade de água no rio, no caso da A1, e bem estar gerado pelas áreas em restauração, as ações praticadas, como o corte de árvores, o descarte de lixo e a criação de animais (Figura 6), tem impedido o avanço da restauração nessas áreas, principalmente, em função dos impactos causados no desenvolvimento das espécies no estrato regenerante. Desta forma, neste processo, é extremamente importante o apoio das comunidades locais para que as ações ambientais possam ser implantadas com maior facilidade e que os resultados possam, de fato, ser obtidos.

Segundo Felker et al. (2013), para que as comunidades possam participar de forma positiva nas questões ambientais, é necessário associar as ações técnicas às extensionistas, isto é, os projetos não só precisam ser conhecidos pela população local, como devem ser entendidos e inseridos ao seu cotidiano. Além disso, devem-se buscar parcerias com a comunidade e conhecer suas opiniões sobre as técnicas utilizadas, e também, se possível, gerar a troca de conhecimentos entre pesquisador e população local.

Figura 6. Ocorrência dos indicadores de perturbações antrópicas nas áreas em processo de restauração florestal localizadas no município de Timbaúba, PE. Em destaque, extrativismo (a) e presença humana (b) na A1 e o descarte de lixo (c) e dejetos de animais (d) na A2.



A necessidade do envolvimento das comunidades locais na restauração ecológica foi evidenciada por Oliveira e Engel (2011) que destacaram a demanda de uma definição mais condizente com a possibilidade real de se buscar a recuperação de múltiplas características, em áreas degradadas, considerando diversos aspectos, e que, finalmente, incorpore ou considere sua função social, ou a sua relação com as populações humanas, uma vez que, somente poucos trabalhos incluem ou mencionam aspectos socioeconômicos ou o papel e/ou importância das populações locais e sua participação na restauração de paisagens (OLIVEIRA; MORAES; ENGEL, 2009). Segundo Aronson, Durigan e Brancalion (2011), a falta da adequada inserção da restauração no contexto socioeconômico e político é um problema global e que persiste gerando grandes lacunas entre a ciência e a prática.

Ao contrário do observado nas áreas em processo de restauração, no ER o único indicador de perturbação antrópica verificado foi o indício de fogo em todas as parcelas. A ocorrência de queimadas no fragmento é, possivelmente, devido à matriz circundante de cana-de-açúcar. Segundo relatos dos moradores, quase todos os anos, na época seca, o fragmento é alvo de incêndios decorrente da limpeza dos canaviais. A ausência dos outros indicadores (pastejo e/ou animais domésticos, estradas e/ou trilhas e lixo) pode ser explicada devido à ausência de vilas e casas ao redor do fragmento.

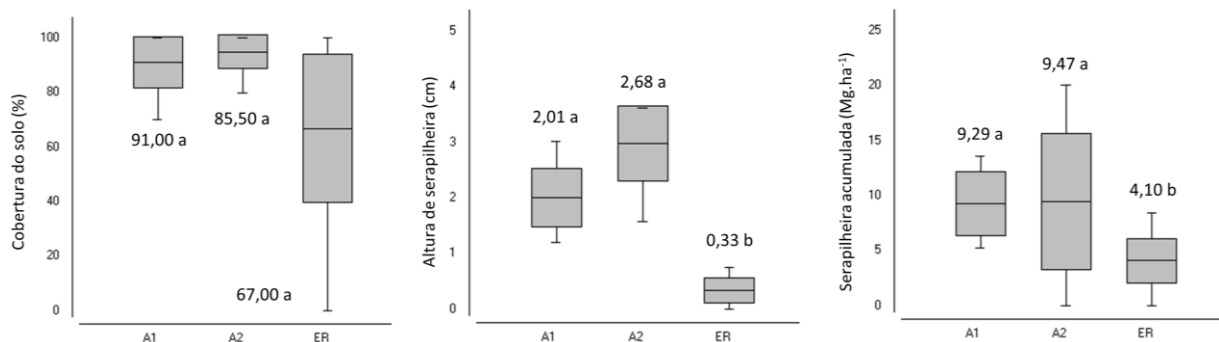
3.1.4 Indicadores de função

3.1.4.1 Cobertura, altura e acúmulo de serapilheira

A cobertura do solo não diferiu, estatisticamente, entre as áreas em restauração com o ER. Na A1, a média observada foi de 91,0%, na A2 de 85,50% e no ER de 67,0% (Figura 7). A maior variação nos percentuais de cobertura ocorreu no ER, sendo amostrados pontos nas parcelas em que o solo estava exposto (cobertura=zero). A menor variação foi verificada na A2, de forma que em todas as parcelas mais de 75% dos pontos amostrados estavam cobertos.

Em relação à altura da serapilheira, não foram verificadas diferenças estatísticas entre as áreas em restauração (A1 e A2), mas essas diferiram do ER, apresentando este (ER), a menor média para altura de serapilheira. Quanto à serapilheira acumulada, as áreas A1 e A2 diferiram estatisticamente do ER, neste, a média foi menor. A maior variação no estoque de serapilheira foi verificada na A2 e, a menor, no ER; a maior variação no acúmulo ocorreu na A2 (Figura 7).

Figura 7. Indicadores de processos ecológicos (cobertura do solo, altura da serapilheira e serapilheira acumulada) nas áreas em processo de restauração florestal (A1 e A2) e no ecossistema de referência, localizados no município de Timbaúba, PE.



* Valores seguidos de mesma letra não diferem entre si ($\alpha < 0,05$) pelo teste de Tukey.

Os valores desses indicadores no ER podem ser justificados pela elevada incidência de fogo nesse ecossistema (Tabela 10). A ocorrência do fogo promove a mineralização da serapilheira, diminuindo tanto a sua cobertura, como altura e o acúmulo. Além disso, o fogo pode promover a queda de árvores (observada no ER) e, logo, a abertura de clareiras que favorecerá o estabelecimento de gramíneas e herbáceas. Por outro lado, os maiores valores observados nas A1 e A2 são justificados pela elevada deposição de serapilheira pelas espécies dos grupos iniciais de sucessão (BENVENUTTI-FERREIRA et al., 2009), especialmente, *I. ingoides*, que apresenta intensa deposição de folhas durante todo o ano, como observado visualmente em campo.

Os valores para serapilheira acumulada desse estudo estão próximos dos encontrados em outros estudos conduzidos em áreas de restauração (ARAÚJO et al., 2006; LISBOA, 2010). Quanto ao ER, observou-se menor acúmulo de serapilheira no presente estudo, quando comparado com outros estudos em tipologias florestais semelhantes (GONÇALVES, 2008; GODINHO et al., 2014). A serapilheira acumulada varia de acordo com a deposição e velocidade de decomposição, de forma que, inúmeros fatores podem interferir nesse processo, como o microclima local, entre eles, a disponibilidade de luz (MENEZES et al., 2010). Na A2, além da elevada deposição pelas espécies, a baixa luminosidade que atinge o piso florestal, decorrente de um denso dossel, pode estar influenciando na decomposição da serapilheira.

Embora a presença de serapilheira nas áreas em restauração seja desejável pela proteção do solo e fornecimento de nutrientes que proporciona, o acúmulo em grandes quantidades pode prejudicar o recrutamento de indivíduos na regeneração, uma vez que se comportaria como uma barreira física, impedindo a germinação de sementes e o crescimento de plântulas, que teriam que vencer a camada densa de folhas. Desta forma, é necessário que ocorra um equilíbrio entre as etapas deposição, acúmulo e decomposição de serapilheira.

3.1.4.2 Regeneração natural

Na A1 foram amostrados 35 indivíduos (1400 ind.ha⁻¹), distribuídos em 14 espécies, seis identificadas em nível de espécie, uma em nível de gênero, cinco em nível de família e dois indivíduos não foram identificados. Nesta área, as famílias mais representativas foram Fabaceae, composta por 28,57% das espécies, Asteraceae (14,30%) e Anacardiaceae, Annonaceae, Bixaceae, Malvaceae, Meliaceae e Rubiaceae representadas por 7,14% das espécies cada uma (Tabela 11).

Tabela 11. Florística e atributos funcionais do componente regenerante das áreas em processo de restauração florestal (A1 e A2) e de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (ecossistema de referência – ER), localizados no município de Timbaúba, PE

| Família/Espécie | NI | | | N/E | SD | GS |
|---------------------------------------|----|----|----|-----|-----|----|
| | A1 | A2 | ER | | | |
| Anacardiaceae | | | | | | |
| <i>Astronium fraxinifolium</i> Schott | | | 2 | N | Zoo | Si |
| <i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão | | | 7 | N | Ane | St |
| <i>Spondias mombin</i> L. | | | 2 | N | Zoo | Pi |
| <i>Tapirira guianensis</i> Aubl. | 1 | | | N | Zoo | Pi |
| Annonaceae | | | | | | |

Continua...

Tabela 11. Continuação

| Família/Espécie | NI | | | N/E | SD | GS |
|---------------------------------------------------------------------|----|----|----|-----|------|----|
| | A1 | A2 | ER | | | |
| Annonaceae 1 | 1 | | | NC | NC | NC |
| Asteraceae | | | | | | |
| Asteraceae 1 | 1 | | | | | |
| Asteraceae 2 | 1 | | | | | |
| Bignoniaceae | | | | | | |
| Bignoniaceae 1 | | | 1 | - | - | - |
| Bixaceae | | | | | | |
| <i>Bixa orellana</i> L. | 4 | | | N | Zoo | Pi |
| Boraginaceae | | | | | | |
| <i>Cordia toqueve</i> Aubl. | | | 1 | N | Zoo | Si |
| Erythroxylaceae | | | | | | |
| <i>Erythroxylum passerinum</i> Mart. | | | 32 | N | Zoo | St |
| Fabaceae | | | | | | |
| <i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record | | | 6 | N | Ane | Pi |
| <i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul | | | 4 | N | Ane | Si |
| <i>Desmanthus pernambucanus</i> (L.) Thell. | | 15 | | N | Ane | Pi |
| <i>Copaifera</i> sp. | 1 | | | N | Auto | Si |
| Fabaceae 1 | | | 30 | - | - | - |
| Fabaceae 2 | 2 | | | - | | |
| <i>Inga ingoides</i> (Rich.) Willd. | 11 | | | N | Zoo | Si |
| <i>Inga striata</i> Benth. | 1 | | | N | Zoo | Si |
| <i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld | | | 3 | N | Ane | Si |
| <i>Senna allata</i> (L.) Roxb. | | | 3 | N | Auto | Pi |
| Malvaceae | | | | | | |
| <i>Pachira aquatica</i> Aubl. | 1 | | | E | Auto | Sc |
| Meliaceae | | | | | | |
| <i>Azadirachta indica</i> A. Juss. | 8 | | | E | Auto | Pi |
| Moraceae | | | | | | |
| <i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud. | | | 2 | N | Zoo | Pi |
| Myrtaceae | | | | | | |
| <i>Campomanesia aromatica</i> (Aubl.) Griseb. | | | 5 | N | - | - |
| <i>Eugenia</i> sp. 1 | | | 1 | - | - | - |
| <i>Eugenia</i> sp. 2 | | | 2 | - | - | - |
| Nyctaginaceae | | | | | | |
| <i>Guapira laxa</i> (Netto) Furlan | | | 2 | N | Zoo | Si |
| <i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz | | | 1 | N | Zoo | Si |
| Rhamnaceae | | | | | | |
| <i>Ziziphus joazeiro</i> Mart. | | | 1 | N | Zoo | Pi |
| Rubiaceae | | | | | | |
| <i>Chomelia</i> sp. | | | 1 | | | |
| <i>Genipa americana</i> L. | 1 | | | N | Zoo | St |
| Rutaceae | | | | | | |

Continua...

Tabela 11. Continuação

| Família/Espécie | NI | | | N/E | SD | GS |
|------------------------------------------------------------------|-----------|-----------|------------|-----|-----|----|
| | A1 | A2 | ER | | | |
| Rutaceae 1 | | | 1 | - | - | - |
| Salicaceae | | | | | | |
| <i>Casearia hirsuta</i> Sw. | | | 7 | N | Zoo | Si |
| <i>Casearia sylvestris</i> Sw. | | | 1 | N | Zoo | Si |
| Sapindaceae | | | | | | |
| <i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl. | | | 5 | N | Zoo | Pi |
| <i>Cupania oblongifolia</i> Mart. | | | 1 | N | Zoo | Si |
| <i>Cupania impressinervia</i> Acev.-Rodr. | | | 5 | N | Zoo | Si |
| Urticaceae | | | | | | |
| <i>Cecropia pachystachya</i> Trécul | | 1 | | N | Zoo | Pi |
| Indeterminada | | | | - | - | - |
| Indeterminada 1 | 1 | | | - | - | - |
| Indeterminada 2 | 1 | | | - | - | - |
| Indeterminada 3 | | | 2 | - | - | - |
| Total | 35 | 16 | 128 | | | |

Em que: N/E: N: nativa, E: exótica; GE: grupo ecológico, Pi: pioneira, Si: secundária inicial, St: secundária tardia, Sc: sem caracterização; SD: síndrome de dispersão, Zoo: zoocórica, Ane: anemocórica, Auto: autocórica).

Na A2 foram amostrados 16 indivíduos (640 ind.ha⁻¹) arbustivo-arbóreos, pertencentes a duas espécies (*Cecropia pachystachya* e *Desmanthus pernambucanus*), distribuídas em duas famílias (Fabaceae e Urticaceae). A espécie arbustiva *D. pernambucanus* foi registrada em em duas parcelas e mostrou-se extremamente frágil, não apresentando altura maior que 2,5 m e *C. pachystachya* foi representada por apenas um indivíduo. A dominância total dos indivíduos regenerantes dessa área foi igual a 0.0421 m² (Tabelas 10 e 11).

No ER, amostraram-se 128 indivíduos (3413 ind.ha⁻¹), distribuídos em 26 espécies, sendo 19 identificadas em nível específico, três em nível de gênero, três em nível de família e um indivíduo não identificado. As principais famílias foram Fabaceae (20,8% das espécies), seguida por Anacardiaceae, Myrtaceae e Sapindaceae (12,50%), Nyctaginaceae e Salicaceae (8,3%) e as demais (Bignoniaceae, Boraginaceae, Erythroxylaceae, Rhamnaceae, Rubiaceae e Rutaceae) com 4,2% das espécies (Tabela 10). A espécie *Erythroxylum passerinum* apresentou a maior densidade e dominância, enquanto a espécie chamada de Fabaceae 1, a maior frequência, ocorrendo em 60% das parcelas (Tabela 12). Outras espécies destacaram-se com valores significativos de densidade em comparação com as demais: *Casearia hirsuta* (187 ind.ha⁻¹), *Myracrodruon urundeuva* (187 ind.ha⁻¹), *Albizia polycephala* (160 ind.ha⁻¹), *Allophylus edulis* (133 ind.ha⁻¹), *Campomanesia aromatica* (133 ind.ha⁻¹), *Cupania revoluta* (133 ind.ha⁻¹) e *Anadenanthera colubrina* (107 ind.ha⁻¹) (Tabela 12).

Tabela 12. Estrutura do componente regenerante das áreas em processo de restauração florestal (A1 e A2) e de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (ecossistema de referência – ER), localizados no município de Timbaúba, PE

| A1 | | | | | | | | | |
|-------------------------------|----|------|-------|-------|-------|--------|-------|-------|-------|
| Espécie | NI | DA | DR | FA | FR | DoA | DoR | VI | VI(%) |
| <i>Inga ingoides</i> | 11 | 440 | 31,43 | 40,0 | 19,05 | 0,1574 | 18,72 | 69,20 | 23,07 |
| <i>Bixa orellana</i> | 4 | 160 | 11,43 | 30,0 | 14,29 | 0,3112 | 37,01 | 62,72 | 20,91 |
| <i>Azadirachta indica</i> | 8 | 320 | 22,86 | 20,0 | 9,52 | 0,0272 | 3,23 | 35,62 | 11,87 |
| Annonaceae | 1 | 40 | 2,86 | 10,0 | 4,76 | 0,0953 | 11,33 | 18,95 | 6,32 |
| <i>Inga striata</i> | 1 | 40 | 2,86 | 10,0 | 4,76 | 0,0953 | 11,33 | 18,95 | 6,32 |
| Fabaceae 1 | 2 | 80 | 5,71 | 20,0 | 9,52 | 0,0034 | 0,40 | 15,64 | 5,21 |
| <i>Copaifera</i> sp. | 1 | 40 | 2,86 | 10,0 | 4,76 | 0,0483 | 5,74 | 13,36 | 4,45 |
| <i>Genipa americana</i> | 1 | 40 | 2,86 | 10,0 | 4,76 | 0,0406 | 4,83 | 12,45 | 4,15 |
| <i>Tapirira guianensis</i> | 1 | 40 | 2,86 | 10,0 | 4,76 | 0,0308 | 3,67 | 11,29 | 3,76 |
| <i>Pachira aquatica</i> | 1 | 40 | 2,86 | 10,0 | 4,76 | 0,0103 | 1,23 | 8,85 | 2,95 |
| <i>Cupania impressinervia</i> | 1 | 40 | 2,86 | 10,0 | 4,76 | 0,0083 | 0,99 | 8,61 | 2,87 |
| Indeterminada 2 | 1 | 40 | 2,86 | 10,0 | 4,76 | 0,0056 | 0,67 | 8,29 | 2,76 |
| Asteraceae 2 | 1 | 40 | 2,86 | 10,0 | 4,76 | 0,0051 | 0,61 | 8,22 | 2,74 |
| Asteraceae 1 | 1 | 40 | 2,86 | 10,0 | 4,76 | 0,0020 | 0,24 | 7,86 | 2,62 |
| Total | 35 | 1400 | 100,0 | 210,0 | 100,0 | 0,8409 | 100,0 | 300,0 | 100,0 |

| A2 | | | | | | | | | |
|---------------------------------|----|-----|-------|------|-------|--------|-------|--------|-------|
| Espécie | NI | DA | DR | FA | FR | DoA | DoR | VI | VI(%) |
| <i>Cecropia pachystachya</i> | 1 | 40 | 6,25 | 10,0 | 33,33 | 0,0096 | 22,86 | 62,45 | 20,82 |
| <i>Desmanthus pernambucanus</i> | 15 | 600 | 93,75 | 20,0 | 66,67 | 0,0325 | 77,14 | 237,55 | 79,18 |
| Total | 16 | 640 | 100,0 | 30,0 | 100,0 | 0,0421 | 100,0 | 300,0 | 100,0 |

| ER | | | | | | | | | |
|--------------------------------|-----|------|-------|-------|-------|--------|-------|-------|-------|
| Espécie | NI | DA | DR | FA | FR | DoA | DoR | VI | VI(%) |
| <i>Erythroxylum passerinum</i> | 32 | 853 | 25,0 | 26,7 | 7,8 | 0,3842 | 28,3 | 61,2 | 20,4 |
| Fabaceae 1 | 30 | 800 | 23,4 | 60,0 | 17,6 | 0,1462 | 10,8 | 51,9 | 17,3 |
| <i>Campomanesia aromatica</i> | 5 | 133 | 3,9 | 13,3 | 3,9 | 0,1404 | 10,3 | 18,2 | 6,1 |
| <i>Allophylus edulis</i> | 5 | 133 | 3,9 | 20,0 | 5,9 | 0,1058 | 7,8 | 17,6 | 5,9 |
| <i>Casearia hirsuta</i> | 7 | 187 | 5,5 | 13,3 | 3,9 | 0,0991 | 7,3 | 16,7 | 5,6 |
| <i>Myracrodruon urundeuva</i> | 7 | 187 | 5,5 | 26,7 | 7,8 | 0,0306 | 2,3 | 15,6 | 5,2 |
| <i>Albizia polycephala</i> | 6 | 160 | 4,7 | 20,0 | 5,9 | 0,0145 | 1,1 | 11,6 | 3,9 |
| <i>Eugenia</i> sp. 2 | 2 | 53 | 1,6 | 6,7 | 2,0 | 0,1031 | 7,6 | 11,1 | 3,7 |
| <i>Cupania revoluta</i> | 5 | 133 | 3,9 | 20,0 | 5,9 | 0,0106 | 0,8 | 10,6 | 3,5 |
| <i>Anadenanthera colubrina</i> | 4 | 107 | 3,1 | 13,3 | 3,9 | 0,0265 | 2,0 | 9,0 | 3,0 |
| Indeterminada 1 | 2 | 53 | 1,6 | 6,7 | 2,0 | 0,0698 | 5,1 | 8,7 | 2,9 |
| <i>Astronium fraxinifolium</i> | 2 | 53 | 1,6 | 6,7 | 2,0 | 0,0467 | 3,4 | 7,0 | 2,3 |
| <i>Senna allata</i> | 3 | 80 | 2,3 | 13,3 | 3,9 | 0,0034 | 0,2 | 6,5 | 2,2 |
| <i>Maclura tinctoria</i> | 2 | 53 | 1,6 | 13,3 | 3,9 | 0,0135 | 1,0 | 6,5 | 2,2 |
| <i>Casearia sylvestris</i> | 1 | 27 | 0,8 | 6,7 | 2,0 | 0,0416 | 3,1 | 5,8 | 1,9 |
| Bignoniaceae 1 | 1 | 27 | 0,8 | 6,7 | 2,0 | 0,0323 | 2,4 | 5,1 | 1,7 |
| <i>Machaerium hirtum</i> | 3 | 80 | 2,3 | 6,7 | 2,0 | 0,0055 | 0,4 | 4,7 | 1,6 |
| <i>Guapira opposita</i> | 1 | 27 | 0,8 | 6,7 | 2,0 | 0,0257 | 1,9 | 4,6 | 1,5 |
| <i>Spondias mombin</i> | 2 | 53 | 1,6 | 6,7 | 2,0 | 0,0087 | 0,6 | 4,2 | 1,4 |
| <i>Chomelia</i> sp. | 1 | 27 | 0,8 | 6,7 | 2,0 | 0,0164 | 1,2 | 4,0 | 1,3 |
| <i>Eugenia</i> sp. 1 | 1 | 27 | 0,8 | 6,7 | 2,0 | 0,0153 | 1,1 | 3,9 | 1,3 |
| <i>Guapira laxa</i> | 2 | 53 | 1,6 | 6,7 | 2,0 | 0,0020 | 0,1 | 3,7 | 1,2 |
| <i>Cupania oblongifolia</i> | 1 | 27 | 0,8 | 6,7 | 2,0 | 0,0053 | 0,4 | 3,1 | 1,0 |
| <i>Cordia toqueve</i> | 1 | 27 | 0,8 | 6,7 | 2,0 | 0,0045 | 0,3 | 3,1 | 1,0 |
| <i>Ziziphus joazeiro</i> | 1 | 27 | 0,8 | 6,7 | 2,0 | 0,0034 | 0,3 | 3,0 | 1,0 |
| Rutaceae 1 | 1 | 27 | 0,8 | 6,7 | 2,0 | 0,0011 | 0,1 | 2,8 | 0,9 |
| Total | 128 | 3413 | 100,0 | 340,0 | 100,0 | 1,3562 | 100,0 | 300,0 | 100,0 |

Os aspectos florísticos evidenciaram a discrepância entre a área A2 com a A1 e o ER (Tabela 13). Oito famílias foram registradas na A1, duas na A2 e 13 no ER. As famílias botânicas na A2 estavam representadas por duas espécies, tendo essa área $S = 2$. A riqueza na A1 ($S=14$) foi maior que a A2 e menor que o ER ($S=26$). Confirmando a baixa diversidade da A2, o índice de Shannon nessa área foi $0,23 \text{ nats.ind}^{-1}$, na A1, $2,13 \text{ nats.ind}^{-1}$ e, no ER, $2,54 \text{ nats.ind}^{-1}$. Já entre a A1 e o ER não foi observada diferença expressiva na diversidade. Os índices de Pielou e Simpson também variaram, consideravelmente, entre a A2 e a A1 e o ER e, novamente, os índices da A1 estavam próximos dos índices encontrados no ER.

Tabela 13. Aspectos florísticos do componente regenerante das áreas em processo de restauração florestal (A1 e A2) e de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (ecossistema de referência – ER), localizados no município de Timbaúba, PE

| Aspectos florísticos | A1 | A2 | ER |
|---------------------------------------|--------|--------|--------|
| Número de famílias botânicas | 8 | 2 | 13 |
| Riqueza (S) | 14 | 2 | 26 |
| Número de espécies exóticas | 2,0 | 0 | 0 |
| Índice de diversidade de Shannon (H') | 2,13 a | 0,23 b | 2,54 a |
| Índice de dominância de Simpson (C) | 0,18 a | 0,88 b | 0,13 a |
| Índice de uniformidade de Pielou (J') | 0,81 | 0,34 | 0,78 |

* Valores seguidos de mesma letra na linha, não diferem entre si ($\alpha < 0,05$) pelo teste t de Hutcheson.

A diversidade de regenerantes nas áreas em restauração é um dos descritores mais eficientes para a avaliação, por refletir a atuação de uma complexidade enorme de processos inerentes da dinâmica florestal, como a floração, frutificação dos indivíduos restaurados, dispersão de sementes, composição do banco de sementes do solo (permanente ou temporário), a germinação das sementes do banco, dentre outros (JORDANO et al., 2006; BELLOTTO; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009).

Comparando os resultados da Tabela 12, notam-se diferenças expressivas na riqueza, diversidade e densidade de indivíduos das áreas em restauração com o ecossistema de referência, principalmente da área A2, sendo que esta também apresentou valores inferiores a A1. Embora A1 e A2 tenham idades diferentes, limitando a comparação entre eles, outros estudos (RECH et al., 2015; SCHIEVENIN et al., 2012) em áreas com idades inferiores e/ou iguais a A2, evidenciaram a ausência de uma trajetória sucessional nessa área. Schievenin et al. (2012) ao monitorar uma área em restauração implantada a dois anos de idade a partir de plantio total, registrou a ocorrência de 17 espécies arbóreas no componente regenerante, compreendendo, aproximadamente, 23% do total de espécies da área restaurada, o que equivale à uma riqueza de $28 \text{ espécies.ha}^{-1}$.

Por outro lado, Melo e Durigan (2007), avaliando a restauração de nove ecossistemas de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema/SP a partir da evolução estrutural, observaram que nos reflorestamentos com dois e três anos não houve estrato regenerante, indicando que a regeneração natural ocorre somente após o estabelecimento do estrato arbóreo, criando condições adequadas ao recrutamento dos propágulos dispersos por processo naturais, como a frutificação das árvores plantadas ou sementes provenientes de fragmentos vizinhos.

A A1 apresentou valores de riqueza, diversidade e densidade de indivíduos superiores à A2 e compatíveis com outros estudos para a mesma idade. Silva (2017) avaliando a restauração em duas áreas aos oito anos de idade encontrou, em uma delas, dez indivíduos, cinco espécies e cinco famílias; no outro, 38 indivíduos, 12 espécies distribuídas em seis famílias. Melo e Durigan (2007), estudando ecossistemas de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema, com idades de sete e nove anos, registraram riqueza do estrato regenerante (altura $\geq 0,30$ m) igual a 21 e 17 espécies, respectivamente.

O coeficiente de Jaccard entre os estratos adulto e regenerante das áreas indicou ausência de similaridade para a A2 (zero), e similaridade florística entre os estratos da A1 (0,29) e do ER (0,55), sendo maior nesta área (Tabela 14 e Figura 8).

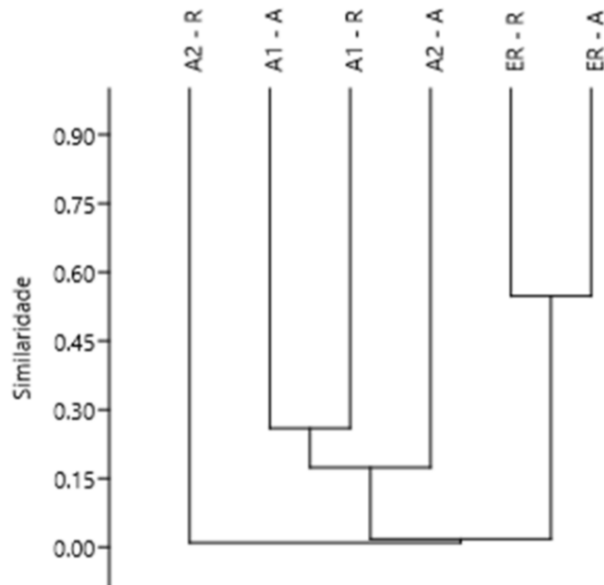
Tabela 14. Número de espécies comuns e exclusivas e Índice de Similaridade de Jaccard entre o componente adulto e regenerante de áreas em processo de restauração florestal (A1 e A2) e de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (ecossistema de referência – ER), localizados no município de Timbaúba, PE.

| Áreas | Nº espécies comuns | Nº espécies exclusivas | Índice de Jaccard |
|-------------------|--------------------|------------------------|-------------------|
| A1 – Adto. x Reg. | 7 | 13 Adto – 7 Reg. | 0,26 |
| A2 – Adto. x Reg. | Zero | 13 Adto – 2 Reg. | Zero |
| ER – Adto. x Reg. | 23 | 16 Adto – 3 Reg. | 0,55 |

Em que: Adto.=componente adulto; Reg.=componente regenerante.

Na área A1, sete espécies ocorreram, exclusivamente, no estrato regenerante (não registradas no estrato adulto), sendo provenientes dos fragmentos florestais que estão inseridos na paisagem, indicando a existência de fluxo de dispersão de sementes e um potencial de recuperação da trajetória sucessional da área em restauração (SUGANUMA; ASSIS; DURIGAN, 2014). No ER, registrou-se a ocorrência de 23 espécies comuns aos estratos adulto e regenerante, e três exclusivas ao estrato regenerante (*Chomelia* sp., *Senna allata* e *Cupania oblongifolia*), indicando que o recrutamento de espécies nessa área provém, essencialmente, do estrato adulto.

Figura 8. Dendrograma florístico do estrato regenerante das áreas em processo de restauração (A1 e A2) e do ecossistema de referência, localizados no município de Timbaúba, PE.



Embora o critério de amostragem tenha sido distinto, a determinação da similaridade entre o componente adulto e regenerante é importante, pois permite verificar se a ocorrência de outros processos ecológicos, como a chegada de propágulos, a funcionalidade do banco de sementes, os eventos fenológicos (floração e frutificação), está favorecendo o processo de sucessão nas áreas. Além disso, é possível inferir se a ausência ou a baixa similaridade florística entre os componentes pode ser em razão da ação de filtros ecológicos que estejam limitando ou até mesmo impedindo o estabelecimento de indivíduos e/ou espécies regenerantes.

A herbivoria de indivíduos regenerantes por caprinos e bovinos também foi observada na A2, constituindo uma ameaça para o avanço do processo de regeneração, não só pela herbivoria em si, mas também devido à compactação do solo ocasionada por esses animais. Estudos comprovam que a presença desses animais podem causar danos à vegetação, afetando diretamente a dinâmica da comunidade sob os aspectos funcionais, estruturais e de composição a partir da diminuição do crescimento e sobrevivência das plântulas, reduções no crescimento radicular, produção e altura da vegetação (BAILLY et al., 2012; COSTA; VOLTOLINI, 2013; PAULO; ALMEIDA, 2016; MOREL et al., 2016).

Diversos fatores interferem na regeneração natural de uma área, como o histórico de uso do solo, associado à natureza e intensidade das perturbações (pastagens e fogo), a quantidade e qualidade do aporte de sementes presentes na camada superficial do solo e da serapilheira (MARTINS, 2012). Contudo, acredita-se que a baixa densidade de indivíduos e

riqueza da A1 também está relacionada com o fechamento do dossel promovido, principalmente, pela espécie *I. ingoides*; o denso dossel pode estar restringindo a entrada de luz no sub-bosque, sendo considerada um dos principais limitantes para a germinação das sementes de espécies dos estágios iniciais da sucessão presentes no banco da serapilheira e do solo, assim como para o estabelecimento e desenvolvimento dos indivíduos (Figura 9).

Figura 9. Detalhe do sub-bosque da A2 (a) com baixa ocorrência de indivíduos regenerantes e o sub-bosque da A1 (b) com maior ocorrência de indivíduos regenerantes.



3.1.5 Diagnóstico da restauração florestal nas áreas estudadas

A avaliação por meio do uso de indicadores ecológicos constitui uma ferramenta fundamental no monitoramento de áreas em processo de restauração florestal, uma vez que permitem a comparação direta com outras áreas, as quais, os ecossistemas de referência. Para avaliar o sucesso da restauração de uma área a SER (2004) sugere três estratégias: comparação direta, análise de atributos e análise da trajetória. As três estratégias citadas, indicam um ecossistema de referência como ponto de partida para a avaliação, sendo o mesmo definido como o ecossistema que servirá, inicialmente, de modelo para o planejamento e, posteriormente, para a avaliação e monitoramento da restauração. Conceitualmente, ecossistemas de referência são o alvo principal a ser atingido por qualquer projeto de restauração, representando o estado final desejado quando se restauram áreas (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Na avaliação da restauração realizada nesse estudo, os indicadores ecológicos utilizados foram eficientes, sendo, relativamente fáceis de medir, de baixo custo, com relevante significado ecológico e proporcionaram a avaliação de diversos aspectos das áreas, relativos à sua estrutura, diversidade e funcionamento, conforme os pré-requisitos estabelecidos por Dale; Beyeler (2001). A comparação das áreas em restauração com um ecossistema de referência também foi fundamental para avaliar a efetividade do processo de restauração. Estudos consideram a comparação com ecossistemas um aspecto crucial na

avaliação, uma vez que pode fornecer critérios para aferir os resultados das ações realizadas e identificar limitações técnicas existentes que podem não permitir uma restauração completa (ROSENFELD; MÜLLER, 2017; LEI et al., 2016).

A utilização de ecossistemas como referência ou como meta a ser atingida em projetos de restauração ainda é um assunto polêmico (CHOI, 2004; RUIZ-JAEN; AIDE, 2005; HOBBS, 2007) e, de fato, devem ser considerados com cautela. Nesse estudo, no entanto, a comparação dos resultados das áreas em processo de restauração com dados de referência possibilitou a tomada de decisões quanto à necessidade de intervir no processo com ações corretivas.

Desta forma, a comparação dos indicadores ecológicos das áreas em restauração com o de referência aponta, claramente, para a existência de filtros ecológicos que podem estar impedindo que a área A2 siga a trajetória sucessional esperada. Nota-se que, para quase todos os indicadores, a área em questão (A2) apresentou valores incipientes tanto em relação à A1 como ao ER (Tabela 15).

Tabela 15. Indicadores ecológicos aplicados em áreas em processo de restauração florestal (A1 e A2) e em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (ecossistema de referência – ER), localizados no município de Timbaúba, PE

| Atributo | Indicadores ecológicos | A1 | A2 | ER | |
|-------------------------|------------------------------------------------|-----------------------------------|-------------|-----------|------|
| Composição | Famílias | 10 | 4 | 22 | |
| | Riqueza | 20 | 13 | 39 | |
| | Shannon | 2,14 | 1,65 | 3,03 | |
| | Pielou | 0,72 | 0,64 | 0,83 | |
| | Grupo ecológico (predominante) | 35,0% Pi | 46,15% - Si | 54,42% Si | |
| | Síndrome de dispersão (predominante) | Zoo | Não houve | Zoo | |
| Estrutura | Densidade (ind.ha ⁻¹) | 588 | 436 | 696 | |
| | Altura média (m) | 8,62 | 6,43 | 7,76 | |
| | Diâmetro médio (cm) | 10,72 | 10,02 | 7,76 | |
| | Estratificação | 3 | 1 | 4 | |
| | Dominância (m ²) | 15.3088 | 14.3042 | 12.4008 | |
| Perturbações antrópicas | Pastejo/animais domésticos (%) | 50 | 100 | 0 | |
| | Estradas/trilhas (%) | 75 | 30 | 0 | |
| | Fogo (%) | 0 | 20 | 100 | |
| | Lixo (%) | 100 | 100 | 0 | |
| Função | Cobertura do solo (%) | 91,0 | 85,50 | 67,0 | |
| | Altura de serapilheira (cm) | 2,0 | 2,68 | 0,33 | |
| | Acúmulo de serapilheira (Mg.ha ⁻¹) | 9,29 | 9,47 | 4,09 | |
| | Regeneração | Famílias | 8 | 2 | 13 |
| | | Riqueza | 14 | 2 | 26 |
| | | Shannon | 2,13 | 0,23 | 2,54 |
| | | Densidade (ind.ha ⁻¹) | 1400 | 640 | 3413 |

Na área A2, a baixa regeneração natural constitui o fator limitante do processo de restauração, afetando o seguimento da trajetória sucessional (Tabela 15). Desta forma, as ações de manejo adaptativo devem contemplar medidas que possam superar os filtros ecológicos que estão impedindo o recrutamento de indivíduos na regeneração, como o elevado sombreamento causado pelo dossel.

As intervenções sugeridas, nesse caso, devem contemplar ações que promovam a abertura do dossel, como o desbaste de árvores ou a poda do dossel, promovendo maior incidência de luz no sub-bosque e, logo, a germinação de sementes que porventura estejam no banco de sementes do solo e, posteriormente, o recrutamento de indivíduos, além de favorecer o incremento em altura e diâmetro dos indivíduos que já estejam no componente regenerante.

4. CONCLUSÕES

A comparação dos indicadores das áreas em restauração com o ecossistema de referência foi eficaz e permitiu concluir que, em termos de composição, as áreas em restauração apresentaram menor riqueza que o ER. O índice de Shannon da área A2 foi menor que da área A1 e do ER, não havendo diferenças significativas entre A1 e ER. O índice de Simpson das áreas A1 e A2 foi menor que o ER e, o menor valor do índice de Pielou foi encontrado na área A2. A maior ocorrência de espécies exóticas foi verificada nas áreas em restauração. Não houve similaridade florística entre as áreas de estudo, tampouco das áreas em restauração com o ER. Em relação ao grupo sucessional, na A1 predominou espécies pioneiras e, na A2 e no ER, espécies secundárias iniciais. A síndrome de dispersão predominante nas áreas A1 e ER foi a zoocoria e, na A2, o percentual de espécies foi igual para todos os grupos de dispersão.

Em relação à estrutura, a área A1 e A2 são similares na altura e diâmetro médios ao ER, no entanto, apresentaram número de estratos inferior ao ER. O número de estratos foi maior no ER, observando-se quatro estratos bem definidos, na A1, três estratos e, apenas um estrato na A2. Os parâmetros fitossociológicos foram mais expressivos no ER, seguido pela área A1 e A2. A menor densidade foi verificada na A1, e a maior no ER.

Os indicadores de paisagem evidenciaram ausência de conectividade em todas as áreas de estudo, estando a A1 mais próxima de fragmento florestal, e a A2, mais distante. Os indicadores de perturbações antrópicas evidenciaram a vulnerabilidade dos ecossistemas em restauração devido a interferência das comunidades nas áreas em restauração, registrando-se

todos os indicadores na A2, presença de animais, lixo e estradas/trilhas na A1, e apenas indícios de fogo no ER.

Em relação aos indicadores de função, não houve diferenças estatísticas na cobertura do solo entre as áreas de estudo. A altura da serapilheira e serapilheira acumulada não diferiu estatisticamente entre as áreas em restauração, diferindo ambas do ER, sendo observados neste ecossistema os menores valores. A riqueza da área A2 foi menor que das áreas A1 e ER, assim como os índices de Shannon, Simpson e Pielou. A menor densidade de indivíduos regenerantes também foi observada na A2, sendo a similaridade do estrato adulto com o estrato regenerante igual a zero.

5. REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, S. S.; AMARAL, D. D.; SILVA, A. S. Análise florística e estrutura de florestas de várzea no estuário amazônico. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 34, n. 4, p. 513-524, dez. 2004.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Berlin, v. 22, n. 6, p. 711-728, dez. 2013.
- AMARAL, D. D. et al. **Campos e florestas das bacias dos rios Atua e Anajás, Ilha de Marajó**. Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém. 2007. 110p.
- APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, Londres, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016.
- ARAÚJO, R. S. et al. Aporte de serapilheira e nutrientes ao solo em três modelos de revegetação na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 12, n. 2, p. 15-21, dez. 2006.
- ARONSON, J. et al. Are socioeconomic benefits of restoration adequately quantified? A meta-analysis of recent papers (200-2008) in Restoration Ecology and 12 other scientific journals. **Restoration Ecology**, Malden, v. 18, n. 2, p. 143-154, mar. 2010.
- ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P. H. S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. Instituto Florestal. **Série Registros**, São Paulo, v. 44, p.1-38, 2011.
- ASSIS, G. B. et al. Uso de espécies nativas e exóticas na restauração de matas ciliares no estado de São Paulo (1957 - 2008). **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 37, n. 4, p. 599-609, ago. 2013.
- AYRES, M.; AYRES JÚNIOR, M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. S. dos. **BioEstat 5.0: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. Belém: MCT; IDSM; CNPq, 2007. 364 p.

BAATTRUP-PEDERSEN, A. et al. Species Recruitment following flooding, sediment deposition and seed addition in restored riparian areas. **Restoration Ecology**, Malden, v. 21, n. 3, p. 399-408, mai. 2013.

BAILLY, D. et al. Diagnóstico ambiental e impactos sobre a vegetação ciliar da microbacia do córrego da ponte, área de proteção ambiental do Rio Iguatemi, MS. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, Maringá, v. 5, n. 2, p. 409-427, ago. 2012.

BELLOTTO, A.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, S. R. R. Principais iniciativas de restauração florestal na Mata Atlântica, apresentadas sob a ótica da evolução dos conceitos e dos métodos aplicados. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEM, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ, Instituto BioAtlântica, 2009.

BELLOTTO, A. et al. Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEM, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ, Instituto BioAtlântica, 2009.

BENVENUTTI-FERREIRA, G. et al. Dendrometry and litterfall of neotropical pioneer and early secondary tree species. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 9, n.1, p. 65-71, mar. 2009.

BETTINARDI, M. L. **Classificação de espécies arbóreas em função da tolerância ao alagamento e preparo de solo para restauração de florestas paludosas**. 2014. 75f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba.

BRANCALION, P. H. S. et al. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 3, p. 455-470, jun. 2010.

BRANCALION, P. H. S.; LIMA, L. R.; RODRIGUES, R. R. Restauração ecológica como estratégia de resgate e conservação da biodiversidade em paisagens antrópicas tropicais. In: PERES, C. A.; BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; VIEIRA, I. C. G. (Orgs.). **Conservação da Biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil**. Curitiba: Editora da UFPR, 2013. p.565-587.

BRANCALION, P. H. S. et al. Fase 2: plantio de árvores nativas brasileiras fundamentado na sucessão florestal. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Org.) **Pacto para a restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. 3. ed. São Paulo: ESALQ, LERF e Instituto BioAtlântica, 2009. p. 15-90.

BRANCALION, P. H. S. et al. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: MARTINS, S. V. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 262-293.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field and laboratory methods for general ecology**. W.C. Brown Publishers, Boston, 1984.

- CARIM, M. J. V.; JARDIM, M. A. G.; MEDEIROS, T. D. S. Composição florística e estrutura de floresta de várzea no município de Mazagão, Estado do Amapá, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 36, n. 1, p. 191-201, set. 2008.
- CHADA, S. S.; CAMPELLO, E. F. C.; FARIA, S. M. Sucessão vegetal em uma encosta reflorestada com leguminosas arbóreas em Angra dos Reis, RJ. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 28, n. 6, p. 801-809, 2004.
- CHOI, Y. D. Theories for ecological restoration in changing environment: toward futuristic restoration. **Ecological Research**, Tsukuba, v. 19, n. 1, p. 75–81, jan. 2004.
- COSTA, L.; VOLTOLINI, J. C. Impacto do pisoteio de gado sobre floresta ripária no Vale do Paraíba, Tremembé, SP. **Revista Biociência**, Taubaté, v. 19, n. 1, p. 93-103, 2013.
- COSTA, M. P. et al. Avaliação do processo de reabilitação de um trecho de floresta ciliar na bacia do rio Itapemirim-ES. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 5, p. 835-851, 2010.
- DALE, V. H.; BEYELER, S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 1, p. 3-10, 2001.
- DURIGAN, G. et al. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 3, p. 471-485, 2010.
- DURIGAN, G. O uso de indicadores para monitoramento de áreas em recuperação. In: UEHARA, T. H. K; GANDARA, F. B. (Orgs.). **Cadernos da Mata Ciliar**. São Paulo: CETESB - Biblioteca, n. 4, p. 11-29, 2011.
- FELKER, R. M. et al. Restauração ecológica: perspectivas atuais e futuras. In: ROSA, M. B da; PALMA, G. B (Eds.). **Meio ambiente: a importância da interdisciplinaridade na formação de um novo profissional**. Saarbrücken, Alemanha, Novas Edições Acadêmicas, 2015. p. 278-293.
- FERREIRA, W. C. et al. Avaliação do crescimento do estrato arbóreo de área degradada revegetada à margem do rio grande, na Usina Hidrelétrica de Camargos, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 31, n. 1, p. 177-185, 2007.
- FONSECA, V. H. C. **Seleção de indicadores ecológicos para avaliação de planos de restauração de áreas degradadas**. 2011. 86 f. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba. 2011.
- FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M.V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p. 493-502, 2007.
- FORZZA, R. C. et al. **Lista de espécies da lora do Brasil**. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil>> Acesso em: 22 set. 2017
- FUKAMI, T.; MORIN, P. J. Productivity–biodiversity relationships depend on the history of community assembly. **Nature**, London, v. 424, n. 1, p. 423-426, 2003.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 55, n. 4, p.753-767, 1995.

GILBERT, B.; LEVINE, J. M. Plant invasions and extinction debts. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**. Washington, v. 110, n. 5, p. 1744-1749, 2013.

GODINHO, T. O. et al. Quantificação de biomassa e nutrientes na serapilheira acumulada em trecho de floresta estacional semidecidual submontana, ES. **Revista Cerne**, Lavras, v. 20, n. 1, p. 11-20, 2014.

GONÇALVES, M. A. M. **Avaliação da serapilheira em fragmento de floresta atlântica no sul do estado do Espírito Santo**. 2008. 85 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) - Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre, 2008.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, [s.l.], v.4, n.1, p. 1-9, 2001.

HOBBS, R. J. Setting Effective and Realistic Restoration Goals: Key Directions for Research. **Restoration Ecology**, Malden, v. 15, p. 354–357, 2007.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 271p.

INMET – INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Monitoramento climático**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/>. Acesso em: 14 de fevereiro de 2018.

IVANAUSKAS, N. M.; RODRIGUES, R. R.; SOUZA, V. C. The importance of the regional floristic diversity for the forest restoration successfulness. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (Eds.). **High diversity forest restoration in degraded areas**. New York: Nova Science Publishers, 2007. 286p.

JORDANO, P. et al. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In: Rocha, C. F. D. et al. (Orgs.). **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: Rima, 2006. p.411-436.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. Resultados do Programa de Restauração com espécies arbóreas nativas do convênio Esalq/USP e CESP. In: GALVÃO, A. P. M.; PORFÍRIO-DASILVA, V. (Orgs.). **Restauração Florestal: fundamentos e estudos de caso**. Colombo: EMBRAPA, 2005. p. 47-58.

KATSANEVAKIS, S. et al. Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: a panEuropean review. **Aquatic Invasions**, Helsinki, v. 9, n. 4, p. 391- 423, 2014.

KLIPPEL, V. H. et al. Avaliação de métodos de restauração florestal de mata de tabuleiros - ES. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 39, n. 1, p. 69-79, 2015.

LEI, H.; PENG, Z.; YIGANG, H.; YANG, Z. Vegetation and soil restoration in refuse dumps from open pit coal mines. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 94, p. 638-646, 2016.

LISBOA, A. C. **Estoque de carbono em área de recomposição florestal com diferentes espaçamentos de plantio**. 2010. 62 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey: Princeton, 1988. 179 p.

MARCUZZO, S. B. et al. Comparação entre áreas em restauração e área de referência no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 38, n. 6, p. 961-972, 2014.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração**. 3ed. Viçosa: Aprenda Fácil, 2013.

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Structural evolution of planted riparian forests in the Medium Paranapanema Valley, SP, Brazil. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, n.73, p.101-111, 2007.

MENEZES, C. E. G. et al. Aporte e decomposição da serapilheira e produção de biomassa radicular em florestas com diferentes estágios sucessionais em Pinheiral, RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 20, n. 3, p. 439-452, 2010.

METZGER, J. P. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecosphere Journal**, [s.l.], v. 10, n. 4, p. 1147-1161, ago. 2000.

MOREL, J. D. et al. Diferenciação da vegetação arbórea de três setores de um remanescente florestal relacionada ao seu histórico de perturbações. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 1, p. 81-93, 2016.

MOURÃO, S. A.; KARAM, D.; SILVA, J. A. A. **Uso de leguminosas no semiárido mineiro**. Série Documentos, n°135, Embrapa Milho e Sorgo, Sete Lagoas, 2011, 91p.

MUDRÁKA, O.; DOLEŽAL, J.; FROUZBC, J. Initial species composition predicts the progress in the spontaneous succession on post-mining sites. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 95, p. 665-670, out. 2016.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1974.

MÜLLER, F.; LENZ, R. Ecological indicators: theoretical fundamentals of consistent applications in environmental management. **Ecological indicators**, [s.l.], v. 6, n. 1, p.1-5. 2006.

NILSSON, C. et al. The role of hydrochory in structuring riparian and wetland vegetation. **Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society**, Cambridge, v. 85, n. 4, p. 837-858, nov. 2010.

OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L. Do restoration projects integrate with the landscape? In: Latin America IALE Conference (Eds.). **Landscape Ecology in Latin America: challenges and perspectives**. Campos do Jordão, 2009. p. 156-157.

OLIVEIRA, R. E.; ENGEL, V. L. Restauração ecológica em destaque: um retrato dos últimos vinte e oito anos de publicações na área. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 2, p. 303-315, Jun. 2011.

OLIVEIRA, E. B. **Técnicas de recuperação de áreas ciliares em tributários do Rio Cruangi, Zona da Mata Norte de Pernambuco**. 2014. 91 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 2014.

PAULO, L. C. C. V.; ALMEIDA, A. A. S. Resistência à penetração em Latossolo sob floresta ripária e submetido ao pisoteio animal. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Taubaté, v. 11, p. 1109-1118, 2016.

PIELOU, E. C. **Mathematical ecology**. Wiley, New York, 385p. 1977.

RECH, C. C. et al. Avaliação da restauração florestal de uma APP degradada em Santa Catarina. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 22, n. 2, p. 194-203, 2015.

RIGUEIRA, D. M. G.; MARIANO-NETO, E. Monitoramento: uma proposta integrada para avaliação do sucesso em projetos de restauração ecológica em áreas florestais brasileiras. **Revista Caititu**, Salvador, v. 1, n. 1, p. 73-88, 2013.

RODRIGUES, E. R.; MONTEIRO, R.; CULLEN JUNIOR, L. Dinâmica inicial da composição florística de uma área restaurada na região do Pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 5, p. 853-861, 2010.

ROSENFELD; M. F.; MULLER, S. C. Predicting restored communities based on reference ecosystems using a trait-based approach. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 391, n.1, p. 176-183, 2017.

RUIZ-JAEN, M. C.; AIDE, T. M. Restoration Success: How Is It Being Measured? **Restoration Ecology**, Malden, v. 13, n. 3, p. 569-577, set. 2005.

SALOMÃO, R. P.; SANTANA, A. C.; BRIENZA JÚNIOR, S. Seleção de espécies da floresta ombrófila densa e indicação da densidade de plantio na restauração florestal de áreas degradadas na Amazônia. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 1, p. 139-151, jan. 2013.

SANTILLI, C.; DURIGAN, G. Do alien species dominate plant communities undergoing restoration? A case study in the Brazilian savanna. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 42, n. 103, p. 371-382, set. 2014.

SCHIEVENIN, D. F. et al. Monitoramento de indicadores de uma área de restauração florestal em Sorocaba-SP. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, [s.l.], v. 19, n. 1, p. 95-108, 2012.

SER - SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL. **The SER International Primer on Ecological Restoration**. Tucson: Society for Ecological

Restoration International, 2004. Disponível em: <http://www.ser.org/page/SERDocuments>. Acesso em: 25 de setembro de 2017.

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An analysis of variance test for normality: complete samples. *Biometrika*, Oxford, v. 52, p. 591-611, 1965.

SILVA, A.C.; HIGUCHI, P.; VAN DEN BERG, E. Effects of soil water table regime on tree community species richness and structure of alluvial forest fragments in Southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 70, n. 3, p. 465-471, 2010.

SILVA, C. C. **Potencial de espécies nativas para a produção de madeira serrada em plantios de restauração florestal**. 2013. 88 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba.

SILVA, M. I. O. **Avaliação ecológica de áreas ciliares em processo de restauração florestal na zona da mata norte, Pernambuco**. 2017. 96 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

SUGANUMA, M. S.; ASSIS, G. B.; DURIGAN, G. Changes in plant species composition and functional traits along the successional trajectory of a restored patch of Atlantic Forest. **Community Ecology**, Budapest, v. 15, n. 1, p. 27-36, 2014.

PIJL, V. D. L. **Principles of dispersal in higher plants**. 3.ed. New York: Springer Verlag, 1982.

VIANI, R. A. G., DURIGAN, G.; MELO, A. C. G. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 20, n. 3, p. 533-552, 2010.

VILÀ, M. et al. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. **Ecology Letters**, Montpellier, v. 14, n. 7, p. 702-708, 2011.

WORTLEY, L.; HERO, J. M.; HOWES, M. Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. **Restoration Ecology**, Malden, v. 21, n. 5, p. 537-543, set. 2013.

ZIMMERMANN, T.G. et al. Consumo e dispersão secundária de sementes de *Mucuna urens* (Fabaceae) em Floresta Atlântica no Sul do Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 63, n.4, p. 1139 – 1145, 2012.

CAPÍTULO 2

MONITORAMENTO DA INFLUÊNCIA DA ABERTURA DO DOSSEL NA REGENERAÇÃO NATURAL

RESUMO

A formação do dossel pelas espécies que compõem a comunidade pode atuar como um filtro (positivo ou negativo) para os indivíduos regenerantes no sub-bosque, sendo muitas vezes necessária a abertura do dossel para promover a regeneração de espécies exigentes em luz. Este estudo teve como objetivo avaliar e monitorar a influência da abertura do dossel na regeneração natural em uma área sob processo de restauração florestal. O estudo foi conduzido em uma área em processo de restauração florestal, cujo diagnóstico evidenciou a necessidade de intervenção a partir de ações de manejo adaptativo, visando à retomada de processos ecológicos importantes, como a regeneração natural. Anterior à abertura do dossel, no centro de cada parcela, foram obtidas três fotografias hemisféricas processadas no software Gap Light Analyzer, obtendo, ao final, a porcentagem da abertura do dossel e a quantidade de luz total que atravessa a cobertura. De posse desses resultados, foram determinadas três classes de abertura: 10 a 20%, 21 a 30% e 31 a 40%, sendo a distribuição das parcelas em cada classe definida com um sorteio, totalizando três parcelas de 250 m² para cada classe. A abertura do dossel foi realizada nas parcelas das classes 21 a 30% e 31 a 40%. Para avaliar a influência da abertura do dossel na regeneração natural foram amostrados, dentro das parcelas de 250 m², todos os indivíduos regenerantes arbustivo-arbóreos com altura $\geq 0,20$ m e circunferência à altura do peito (CAP_{1,30} m) $< 15,0$ cm. A amostragem dos indivíduos foi realizada antes e logo após a abertura do dossel, e monitorada durante um ano. Para cada classe de abertura e tempo de avaliação foram calculadas a riqueza de espécies, o índice de diversidade de Shannon e os parâmetros fitossociológicos. Para subsidiar as discussões acerca da regeneração natural, em cada parcela foram retiradas, aleatoriamente, duas amostras do banco de sementes do solo utilizando um gabarito de aço nas dimensões 0,25 x 0,25 m e numa profundidade de 5,0 cm, desprezando a camada de serapilheira. No levantamento que antecedeu a poda do dossel, considerando todas as parcelas, foram amostrados 512 (2276 ind.ha⁻¹) indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes, pertencentes a 21 espécies. Após 12 meses da abertura do dossel, o número de indivíduos amostrados foi 984 (4373 ind.ha⁻¹), pertencentes a 25 espécies. Nas parcelas da C2 e C3, sete espécies foram registradas, exclusivamente, após a abertura do dossel. Na avaliação que antecedeu a poda, 42,8% das espécies eram nativas e 33,3% exóticas. Após a abertura do dossel, verificou-se aumento no percentual de espécies nativas e diminuição no percentual de espécies exóticas. As observações em campo indicaram que os resultados referentes à abundância e recrutamento de indivíduos regenerantes foram notoriamente superiores nas parcelas que receberam o manejo. No banco de sementes do solo foram amostradas 4.127 plântulas distribuídas em 54 espécies. A densidade foi de 3302 plântulas por m², distribuídas entre herbáceas e arbustos. O manejo adaptativo com a abertura do dossel ocasionou o aumento de luminosidade no sub-bosque da área e, desta forma, maior abundância de indivíduos recrutados no componente regenerante nas classes que receberam manejo. No entanto, o banco de sementes do solo evidenciou a ausência de indivíduos arbóreos, sendo este um fator limitante para a regeneração nessa área.

Palavras-chave: Restauração florestal; Clareiras; Banco de sementes do solo.

ABSTRACT

The canopy formation by the species that make up the community can act as a filter (positive or negative) for the regenerating individuals in the understory, being often necessary the opening of the canopy to promote the regeneration of species demanding in light. This study aimed to evaluate and monitor the influence of canopy opening on natural regeneration in an area under forest restoration process. The study was conducted in an area in the process of forest restoration, whose diagnosis evidenced the need for intervention from adaptive management actions, aiming at the resumption of important ecological processes, such as natural regeneration. Before the canopy opening, in the center of each plot, three hemispherical photographs were obtained in the Gap Light Analyzer software, obtaining, at the end, the percentage of the canopy opening and the amount of total light that crosses the cover. With these results, three classes of opening were determined: 10 to 20%, 21 to 30% and 31 to 40%, with the distribution of the plots in each class defined by a draw, totaling three plots of 250 m² for each class. The canopy opening was performed in the plots of classes 21 to 30% and 31 to 40%. In order to evaluate the influence of the canopy opening on natural regeneration, all regenerating shrub trees with height ≥ 0.20 m and chest circumference (CAP 1.30 m) were sampled within the 250 m² plots < 15.0 cm. Sampling of the individuals was performed before and after the canopy opening, and monitored for one year. For each class of opening and time of evaluation were calculated the species richness, the diversity index of Shannon and the phytosociological parameters. In order to subsidize the discussions about natural regeneration, two samples of the soil seed bank were randomly drawn in each plot using a steel template in the dimensions 0.25 x 0.25 m and at a depth of 5.0 cm, neglecting the layer of litter. In the survey that preceded the pruning of the canopy, considering all plots, 512 (2276 ind.ha⁻¹) trees were sampled, regenerating trees, belonging to 21 species. After 12 months of canopy opening, the number of individuals sampled was 984 (4373 ind.ha⁻¹), belonging to 25 species. In the C2 and C3 plots, seven species were recorded exclusively after canopy opening. In the evaluation that preceded the pruning, 42.8% of the species were native and 33.3% exotic. After the opening of the canopy, there was an increase in the percentage of native species and a decrease in the percentage of exotic species. Field observations indicated that the results regarding abundance and recruitment of regenerating individuals were notoriously higher in the plots receiving the management. In the soil seed bank 4,127 seedlings distributed in 54 species were sampled. The density was 3302 seedlings per m², distributed among herbaceous and shrubs. Adaptive management with the opening of the canopy caused the increase of luminosity in the sub-forest of the area and, in this way, greater abundance of individuals recruited in the regenerating component in the classes that received management. However, the soil seed bank evidenced the absence of arboreal individuals, which is a limiting factor for regeneration in this area.

Keywords: Forest restoration; Gaps; Soil seed bank.

1. INTRODUÇÃO

Nas florestas tropicais, os distúrbios antrópicos geralmente são de maior escala, intensidade e frequência do que os distúrbios naturais sob os quais essas evoluíram, tornando a recuperação do ecossistema lenta ou incerta, sendo necessária, em muitos casos, a intervenção humana como alternativa para estabilizar e reverter os processos de degradação, acelerando e direcionando a sucessão por meio da restauração (UHL et al., 1990; ENGEL; PARROTA, 2008), sendo o processo de sucessão natural a base mais forte da restauração.

A sucessão consiste em um processo natural pelo qual os ecossistemas se recuperam de distúrbios, alterando a composição de espécies da comunidade durante o processo (CONNELL; SLATYER, 1977). De acordo com esses autores, três modelos regem a trajetória sucessional e explicam as interações ecológicas existentes entre as espécies que determinarão a estruturação das comunidades: facilitação, a inibição e a tolerância.

No modelo de sucessão ecológica guiado por facilitação, a vegetação inicial estabelecida pode favorecer o estabelecimento de novos indivíduos na comunidade, sendo definida como uma relação positiva entre dois ou mais organismos, onde pelo menos um destes é beneficiado. O segundo modelo, da tolerância, afirma que a sequência de espécies é produzida pela existência de espécies com diferentes “estratégias” de exploração de recursos, onde as espécies tardias seriam aquelas capazes de tolerar menores níveis de recursos que as iniciais (ou seja, seriam mais eficientes). Finalmente o terceiro modelo é o da inibição em que todas as espécies resistiriam à invasão dos competidores, assim os primeiros ocupantes inibem o estabelecimento dos posteriores até a sua morte por senescência ou devido aos danos causados por “inimigos naturais” ou pelo ambiente físico (CONNELL; SLATYER, 1977).

A teoria de Regras de Montagem tem sido empregada nos estudos mais recentes, como uma abordagem complementar à sucessão ecológica (DARONCO, 2013). As regras de montagem de comunidades em restauração podem ser entendidas como a sequência de chegada e persistência de espécies em um determinado local e seu relacionamento com as espécies pré-existentes, determinando a trajetória das mudanças de composição da comunidade (HOBBS; JENTSCH; TEMPERTON, 2007; NUTTLE et al., 2004). A entrada de novas espécies na comunidade, de acordo com Temperton; Hobbs (2004) é regulada pelas condições bióticas e abióticas denominadas filtros ecológicos.

Na restauração florestal há um esforço contínuo de manipulação de filtros para se chegar à condição desejada, especialmente, em relação à composição de espécies, base para a retomada de diversos e importantes processos ecológicos, responsáveis pela sustentabilidade

do ecossistema a ser restaurado. Dentre esses processos, a regeneração natural se destaca como um dos mais expressivos por estar diretamente relacionada com o processo de sucessão ecológica. No entanto, para que a mesma ocorra de forma satisfatória em uma área, é preciso que as espécies consigam superar filtros ecológicos que podem inibir o recrutamento de novos indivíduos.

A formação do dossel pelas espécies que compõem a comunidade pode atuar como um filtro (positivo ou negativo) para as espécies que tentam se regenerar, devido a sua influência no regime de luz do sub-bosque, interferindo assim tanto na ocorrência como no estabelecimento de indivíduos pelo processo de regeneração natural, determinando a estrutura e a composição da comunidade futura (GANDOLFI; JOLY; RODRIGUES, 2007; VIANI; DURIGAN; MELO, 2010; HOLL, 2012). Embora o dossel desempenhe importantes funções como proteção da luz solar intensa, dos ventos fortes, dos impactos das chuvas e de manter a umidade da floresta, a sua abertura, neste contexto, é extremamente importante para permitir que as espécies no sub-bosque adquiram luz suficiente para o seu desenvolvimento (AMIR, 2012), já que em florestas tropicais, a luz, muitas vezes, é um dos principais fatores limitantes (BORN et al., 2014; ROZENDAAL; HURTADO; POORTER, 2006).

O distúrbio no dossel em pequena ou grande escala influencia a dinâmica do ecossistema alterando a estrutura da floresta e a composição das espécies em múltiplas escalas espaciais e temporais, uma vez que proporcionam uma condição ideal para que indivíduos se estabeleçam (AMIR, 2012). Diversos estudos têm abordado a influência da abertura de dossel (clareiras) em diferentes processos ecológicos dos ecossistemas florestais, entre eles, a regeneração natural. No entanto, grande parte desses estudos foi realizada em áreas de exploração madeira, e, portanto, dentro de outro contexto (D'OLIVEIRA; RIBAS, 2011; AMIR, 2012; GUITET, et al., 2012; BOUDREAULT, et al., 2013; GONZÁLEZ et al., 2014; LIN, et al., 2014; SENÉCAL; FRÉDÉRIK; MESSIER, 2017; SONG, et al., 2017). Na restauração florestal, foram encontrados poucos trabalhos que contemplam o manejo adaptativo em ecossistemas em processo de restauração, e em especial, a abertura do dossel, como forma de favorecer a regeneração natural e desencadear o processo de sucessão ecológica.

Diante do exposto, esse estudo teve como objetivo avaliar e monitorar a influência da abertura do dossel na regeneração natural em uma área sob processo de restauração florestal.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Descrição da área

O estudo foi conduzido em uma área em processo de restauração florestal (chamada de A2 no Capítulo 1), cujo diagnóstico evidenciou a necessidade de intervenção a partir de ações de manejo adaptativo, visando à retomada de processos ecológicos importantes, como a regeneração natural (Figura 1). A área foi implantada em 2011 utilizando a técnica de plantio total de espécies florestais, em uma área de 1,0 ha, porém após cinco anos, verificou-se no estrato regenerante a ocorrência de duas espécies, *Desmanthus pernambucanus*, espécie arbustiva, e *Cecropia pachystachya* com altura $\geq 1,0$ m e $CAP_{1,30m} < 15,0$ cm. Diante disso, foi proposta a abertura do dossel como técnica de manejo, visando a incidência de maior luminosidade no sub-bosque e, logo, a indução da regeneração natural.

Figura 1. Vista espacial (a) e sub-bosque (b) de uma área em processo de restauração localizada no município de Timbaúba, PE.



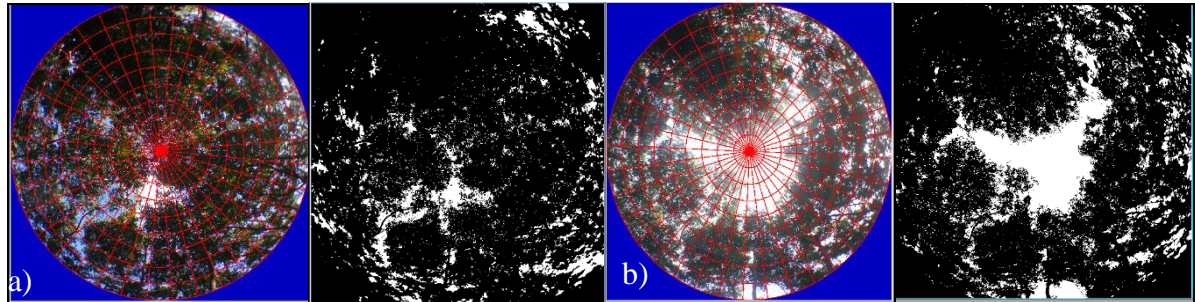
Fonte: GRUGIKI (2017)

2.2 Desenho experimental e abertura do dossel

Anterior à abertura do dossel, no centro de nove parcelas, foram obtidas três fotografias hemisféricas com a câmera do Quantum Go e lente acoplada de 8 mm do tipo “fisheye” com abertura de 180°, 2 megapixels, apoiado em um tripé, em nível, a um metro do solo, com a parte superior da câmera direcionada para o norte. As fotografias foram tiradas no final da tarde (a partir das 15h) para evitar exposição excessiva ao sol (NASCIMENTO; FAGG; FAGG, 2007). Após a obtenção das fotografias, as imagens foram processadas no software Gap Light Analyzer (GLA) (FRAZER; CANHAM; LERTZMAN, 1999), versão 2.0, seguindo o protocolo proposto por Suganuma (2008), obtendo, ao final, a porcentagem da

abertura do dossel (%) e a quantidade de luz total que atravessa a cobertura, medida em $\text{mols/m}^2/\text{d}$ (Figura 2).

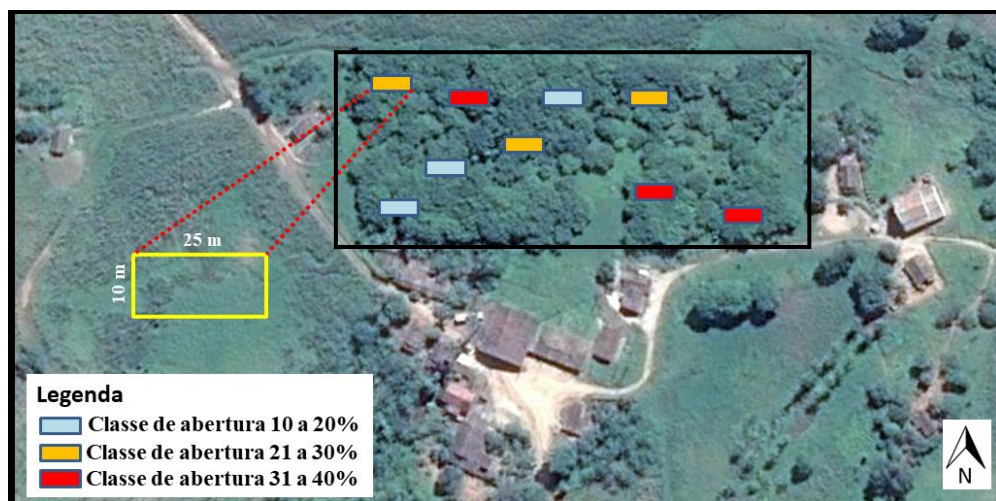
Figura 2. Detalhe do processamento das imagens para obtenção dos valores de abertura do dossel, antes (a) e depois (b) da poda do dossel de uma área em processo de restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE.



Fonte: GRUGIKI (2017)

A partir do processamento das imagens, notou-se que a abertura média do dossel da área foi 17,67%, variando de 12,28% a 28,06%. A área contemplada pela imagem foi calculada pelo software Image Pro Plus 4.5 e, com as porcentagens de abertura do dossel obtidas com o GAP, foram realizadas as estimativas da área da clareira em m^2 . De posse desses resultados, foram determinadas três classes de abertura: C1=10 a 20%, C2=21 a 30% e C3=31 a 40%, sendo a distribuição das parcelas em cada classe definida com um sorteio, totalizando três parcelas de 10 x 25 m para cada classe (Figura 3; Tabela 1).

Figura 3. Distribuição das parcelas em suas respectivas classes de aberturas de dossel (%) em uma área em processo de restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE.



Fonte: GRUGIKI (2017)

Tabela 1. Valores da abertura de dossel, antes e após a poda, e luz total incidente nas parcelas de cada classe após a poda (mols/m²/d) em uma área em processo de restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE

| Classe (%) | Parcelas | Abertura do dossel (%) | | Área m ² | Luz total mols/m ² /d |
|---------------|----------|------------------------|--------|------------------------|-------------------------------------|
| | | Antes | Depois | | |
| C1 - 10 a 20% | 2 | 13,48 | 13,48 | 5,40 | 3,50 |
| | 6 | 16,68 | 16,68 | 6,70 | 4,50 |
| | 3 | 18,76 | 18,76 | 7,50 | 4,92 |
| C2 - 21 a 30% | 1 | 12,28 | 23,42 | 9,40 | 6,87 |
| | 7 | 16,65 | 23,00 | 9,20 | 6,05 |
| | 5 | 17,84 | 26,15 | 10,50 | 7,81 |
| C3 - 31 a 40% | 4 | 20,06 | 32,04 | 12,80 | 8,00 |
| | 9 | 13,61 | 35,01 | 14,00 | 11,16 |
| | 10 | 21,70 | 39,00 | 15,60 | 15,94 |

A abertura do dossel foi realizada nas parcelas das classes 21 a 30% e 31 a 40%. As parcelas 2, 6 e 3 não receberam o manejo, uma vez que já possuíam os valores de abertura dentro do intervalo da respectiva classe (10 a 20%). A poda foi realizada com um motopodador STIHL, modelo HT 70, priorizando o corte de galhos dos indivíduos que estavam no centro das parcelas e que contribuía na formação do dossel, sendo que, aproximadamente, 90% dos galhos podados eram de *I. ingoides*. Os resíduos de galhos foram fracionados em pedaços menores e deixados na área (Figura 4).

Figura 4. Detalhe da abertura do dossel a partir da poda dos galhos dos indivíduos (a) e o fracionamento dos resíduos de galhos deixados na área (b), em uma área em processo de restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE.



Fonte: GRUGIKI (2017)

2.3 Avaliação da regeneração natural

Para avaliar a influência da abertura do dossel na regeneração natural foram amostrados, dentro das parcelas de 250 m², todos os indivíduos regenerantes arbustivo-arbóreos com altura $\geq 0,20$ m e circunferência à altura do peito ($CAP_{1,30\text{ m}} < 15,0$ cm). Os indivíduos inseridos dentro desses critérios foram marcados com placas de alumínio

enumeradas e tiveram suas alturas e circunferências a 0,05 m do solo mensuradas com uma fita métrica. A amostragem dos indivíduos foi realizada antes e logo após a abertura do dossel (para quantificar a mortalidade de indivíduos ocasionada pela operação do manejo), e monitorada durante um ano, de quatro em quatro meses, totalizando cinco avaliações. Para cada classe de abertura e tempo de avaliação foram calculadas a riqueza de espécies (S), o índice de diversidade de Shannon (H') e os parâmetros fitossociológicos (densidade absoluta e relativa, frequência absoluta e relativa, dominância absoluta e relativa, e valor de importância), de acordo com Müller-Dombois; Elleberg (1974), sendo os cálculos realizados no Microsoft Office Excel 2010.

As espécies foram distribuídas em grupos ecológicos quanto à exigência em luz, seguindo a classificação proposta por Gandolfi et al. (1995), e quanto à síndrome de dispersão, seguindo metodologia proposta por Pijl (1982), que classifica as espécies em dispersão de propágulos zoocóricas, anemocóricas e autocóricas. A origem das espécies foi determinada partir de consultas à literatura e a Lista de Espécies da Flora do Brasil (<<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>), considerando como exótica, as espécies que não ocorriam naturalmente na fitofisionomia local.

Os parâmetros da dinâmica da regeneração natural também foram determinados: i) número de indivíduos – obtida pela contagem dos indivíduos ocorrentes em cada parcela; ii) recrutamento – os indivíduos que ingressaram aplicando os critérios de inclusão preestabelecidos; iii) mortalidade – obtida pela diferença entre o total de indivíduos vivos existentes em uma avaliação e os que sobreviveram registrados na avaliação seguinte; iv) rebrota – contagem dos indivíduos que foram computados como mortos na avaliação anterior e que estavam vivos na avaliação seguinte.

Todos os indivíduos amostrados tiveram o material botânico coletado e levado ao Herbário Sérgio Tavares (DCFL-UFRPE) para identificação. O sistema de classificação adotado foi o Angiosperm Phylogeny Group IV (APG, 2016), e para confirmação dos autores e dos nomes científicos foi consultada a Lista de Espécies da Flora do Brasil (<<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>).

2.4 Banco de sementes do solo

Para subsidiar as discussões acerca da regeneração natural, em cada parcela foram retiradas, aleatoriamente, duas amostras do banco de sementes do solo utilizando um gabarito de aço nas dimensões 0,25 x 0,25m e profundidade de 5,0 cm, desprezando a camada de serapilheira. As amostras de solo foram transportadas para casa de vegetação do Viveiro

Florestal na Universidade Federal Rural de Pernambuco, sendo transferidas para bandejas de polietileno (0,25 x 0,30 x 0,05 m) mantidas em ambiente isolado de possíveis contaminações por propágulos externos, coberto por tela tipo sombrite 50%. Entre as bandejas contendo as amostras do banco do solo, foram dispostas nas bancadas quatro bandejas com vermiculita, com a função de controle. As amostras foram irrigadas diariamente durante o período de cinco meses.

As plântulas que emergiram em cada amostra foram contadas, quinzenalmente, e identificadas até o *táxon* possível. Para as espécies não reconhecidas no viveiro, coletou-se o material botânico para posterior comparação com material depositado no Herbário Sérgio Tavares (DCFL-UFRPE) para identificação. O sistema de classificação adotado foi o Angiosperm Phylogeny Group IV (APG, 2016), e para confirmação dos autores e dos nomes científicos foi consultada a Lista de Espécies da Flora do Brasil, consultando ao site www.floradobrasil.jbrj.gov.br.

As espécies foram distribuídas em famílias e tiveram seu hábito de vida determinado de acordo com os aspectos visuais observados em viveiro e consulta à literatura. Da mesma forma, a origem das espécies foi determinada de acordo com a Lista de Espécies da Flora do Brasil (www.floradobrasil.jbrj.gov.br), sendo considerada nativa a espécie que ocorria naturalmente na fitofisionomia local.

2.5 Análise dos dados

Os indivíduos registrados nas parcelas em cada avaliação foram separados por classes, sendo determinado o número de indivíduos recrutados, mortos, rebrotos e o total de indivíduos (abundância) em cada classe. Além disso, determinaram-se a riqueza, a altura e o diâmetro na base do solo para cada classe. Os dados foram submetidos a teste de normalidade (Shapiro-Wilk, $p < 0,05$) e apresentaram distribuição normal. Posteriormente, foram realizadas Análise de Variância para medidas repetidas, com o objetivo de verificar a existência de diferenças significativas para as variáveis: abundância (nº de indivíduos), recrutamento e mortalidade entre as classes e nos diferentes tempos de avaliação.

Todas as análises estatísticas, incluindo ANOVA e testes de comparação de médias, foram realizadas usando o software SPSS versão 20.0, sendo as diferenças significativas detectadas em $p < 0,05$.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Regeneração natural

3.1.1 Composição florística, parâmetros fitossociológicos e grupos ecológicos

No levantamento que antecedeu a abertura do dossel, considerando todas as parcelas, foram amostrados 512 (2276 ind.ha⁻¹) indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes, pertencentes a 21 espécies, 21 gêneros e 15 famílias. Duas espécies foram identificadas em nível de gênero, uma em nível de família e duas não foram identificadas, chamadas de indeterminadas (Tabela 2).

Tabela 2. Relação das espécies amostradas no estrato regenerante antes (2016) e após a abertura do dossel (2017) em uma área em processo de restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE

| Família/Nome científico | Ni | | GE | SD | N/E |
|-----------------------------------------------------------------------|------|------|----|------|-----|
| | 2016 | 2017 | | | |
| Anacardiaceae | | | | | |
| <i>Anacardium occidentale</i> L. | 0 | 2 | Pi | Zoo | N |
| Apocynaceae | | | | | |
| <i>Rauwolfia</i> sp. | 7 | 16 | Pi | Nc | Nc |
| Asteraceae | | | | | |
| Asteraceae 1 | 33 | 33 | Si | Nc | Nc |
| Boraginaceae | | | | | |
| <i>Cordia toqueve</i> Aubl. | 1 | 0 | Si | Zoo | N |
| Capparaceae | | | | | |
| <i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl | 2 | 3 | Pi | Zoo | N |
| Combretaceae | | | | | |
| <i>Terminalia catappa</i> L. | 36 | 81 | Pi | Zoo | E |
| Fabaceae | | | | | |
| <i>Bauhinia</i> sp. | 2 | 3 | Si | Auto | Nc |
| <i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard | 22 | 46 | Si | Auto | E |
| <i>Desmanthus pernambucanus</i> (L.) Thell. | 35 | 19 | Pi | Auto | N |
| <i>Inga ingoides</i> (Rich.) Willd. | 146 | 234 | Si | Zoo | N |
| <i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld | 0 | 1 | Si | Ane | N |
| <i>Senna georgica</i> H.S.Irwin & Barneby | 0 | 2 | Pi | Baro | N |
| Malvaceae | | | | | |
| <i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna | 0 | 11 | Si | Baro | N |
| <i>Talipariti pernambucense</i> (Arruda) Bovini | 1 | 1 | Pi | Auto | N |
| Meliaceae | | | | | |
| <i>Azadirachta indica</i> A. Juss. | 10 | 16 | Pi | Auto | E |
| Moraceae | | | | | |
| <i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud. subsp. <i>tinctoria</i> | 17 | 14 | Pi | Zoo | N |
| Myrtaceae | | | | | |

Continua...

Tabela 2. Continuação

| Família/Nome científico | Ni | | GE | SD | N/E |
|-------------------------------------|------------|------------|----|-----|-----|
| | 2016 | 2017 | | | |
| <i>Psidium guajava</i> L. | 5 | 7 | Pi | Zoo | E |
| <i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels | 58 | 140 | Pi | Zoo | E |
| Nyctaginaceae | | | | | |
| <i>Guapira laxa</i> (Netto) Furlan | 0 | 1 | Si | Zoo | N |
| Rhamnaceae | | | | | |
| <i>Ziziphus joazeiro</i> Mart. | 127 | 216 | Pi | Zoo | N |
| Rubiaceae | | | | | |
| <i>Genipa americana</i> L. | 2 | 6 | St | Zoo | N |
| Rutaceae | | | | | |
| <i>Murraya paniculata</i> (L.) Jack | 2 | 3 | Pi | Nc | E |
| Salicaceae | | | | | |
| <i>Casearia javitensis</i> Kunth. | 0 | 2 | Pi | Zoo | N |
| Solanaceae | | | | | |
| <i>Solanum asperum</i> Rich. | 3 | 21 | Pi | Zoo | N |
| <i>Solanum paniculatum</i> L. | 0 | 1 | Pi | Zoo | N |
| Urticaceae | | | | | |
| <i>Cecropia pachystachya</i> Trécul | 1 | 105 | Pi | Zoo | N |
| Indeterminada | | | | | |
| Indeterminada 1 | 1 | 0 | Nc | Nc | Nc |
| Indeterminada 2 | 1 | 0 | Nc | Nc | Nc |
| Total | 512 | 984 | | | |

Ni-2016 = número de indivíduos amostrados em 2016, antes da abertura do dossel; Ni-2017 = número de indivíduos amostrados em 2017, doze meses após a abertura do dossel; GE = Grupo ecológico; Pi=pioneiras; Si=secundárias iniciais; St=secundárias tardias; Nc=não classificadas; SD = Síndrome de dispersão; Zoo=dispersão zoocórica; Auto=dispersão autocórica; Baro=dispersão barocórica; N=nativa; E=exótica.

As famílias mais representativas, quanto ao número de espécies, foram Fabaceae e Myrtaceae com 19,0% e 9,52%, respectivamente. Após 12 meses da abertura do dossel, o número de indivíduos amostrados foi 984 (4373 ind.ha⁻¹), pertencentes a 25 espécies, 23 gêneros e 18 famílias botânicas. Nesta avaliação, a família Fabaceae foi representada por 24,0% das espécies (Tabela 2). Considerando a área como um todo, antes da abertura, 28,51% dos indivíduos era de *Inga ingoides* e 24,80% de *Ziziphus joazeiro*, compreendendo mais da metade dos indivíduos, indicando a representatividade dessas espécies na área.

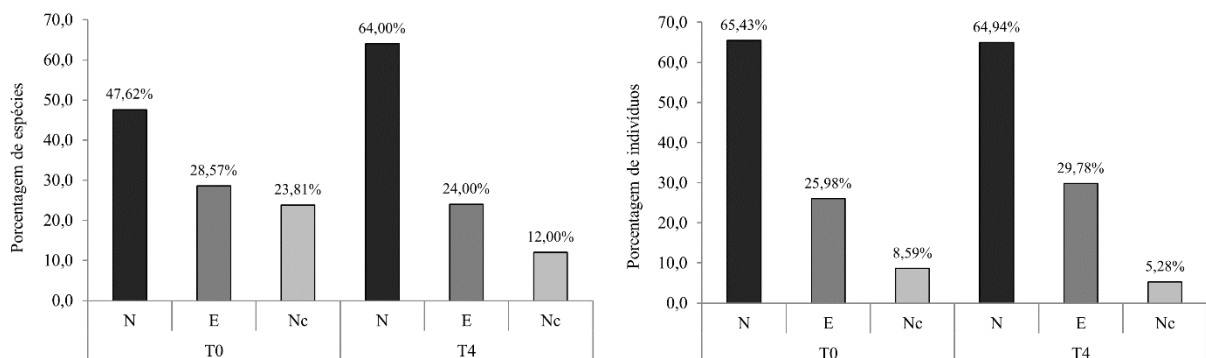
Nas parcelas da C2, sete espécies foram registradas, exclusivamente, após a abertura do dossel, sendo elas: *Anacardium occidentale* (ni=1), *Psidium guajava* (n=1), *Casearia javitensis* (ni=1), *Solanum paniculatum* (n=4) e *Senna georgica* (n=1) classificadas como pioneiras, *Ceiba speciosa* (ni=11), classificadas como secundária inicial e *Genipa americana* (n=4), como secundária tardia. Na C3, as espécies que ocorreram, exclusivamente, após a abertura do dossel foram: *Anacardium occidentale* (ni=1), *Senna georgica* (ni=1), *Cecropia pachystachya* (ni=3), *Casearia javitensis* (ni=1) e a espécie arbustiva *Solanum asperum*

(n=15), pioneiras, portanto, características de estágios iniciais de sucessão, e as espécies secundárias iniciais *Guapira laxa* (ni=1) e *Machaerium hirtum* (ni=1), caracterizadas por ocorrerem em condições de sombreamento médio ou de luminosidade não muito intensa (GANDOLFI et al., 1995).

Das espécies citadas, apenas *C. speciosa* foi registrada no estrato adulto, observando-se durante todo o estudo elevada frutificação dessa espécie na área. Apesar disso, apenas após a abertura do dossel, foram registrados indivíduos na regeneração indicando que o aumento na incidência de luz pode ter favorecido a germinação das sementes. Caracterizada como heliófita e secundária inicial (GUARATINE et al., 2008; LEMES; LOPES, 2012), segundo Carvalho e Nakagawa (2000) para que ocorra a germinação é necessário que as sementes estejam sob condições favoráveis de luz. No mais, a espécie é considerada oportunista de clareiras grandes ou de início de sucessão, com crescimento rápido e construtoras do dossel (HOMEM, 2011). As demais espécies não foram encontradas no componente adulto e, possivelmente, chegaram à área por dispersão zoocórica (*C. javitensis*, *G. laxa* e *C. pachystachya*) ou pela população do entorno (*A. occidentale*, *P. guajava* e *G. americana*) que tem acesso à área.

Na avaliação que antecedeu a poda, 47,6% das espécies eram nativas e 28,5% exóticas. Após a abertura do dossel, verificou-se aumento no percentual de espécies nativas e diminuição no percentual de espécies exóticas. Em relação ao número de indivíduos, mais da metade são de espécies nativas, tanto no T0 (antes da abertura) como no T4 (12 meses após a abertura). Entretanto, observou-se aumento de, aproximadamente, 3% de indivíduos de espécies exóticas após o manejo (Figura 5).

Figura 5. Percentagem de espécies e de indivíduos registrados antes e após a abertura do dossel em uma área em restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE. Em que: N = nativa; E = exótica; Nc = não classificadas; T0 = antes a abertura do dossel; T4 = 12 meses após a abertura do dossel.



As espécies exóticas registradas no estrato regenerante não foram plantadas, sendo provenientes de indivíduos isolados localizados no entorno da área, por meio da dispersão zoocórica e autocórica, ou até mesmo por influência da população local que tem acesso à área. A presença dessas espécies pode ocasionar um desequilíbrio no ecossistema e alterar o curso normal da sucessão ecológica, provocando competição com as espécies nativas, tendo em vista que as exóticas levam vantagem no que se refere a aspectos como a dispersão, a propagação, a resistência às pragas e as doenças (ALMEIDA, 2016).

A diminuição ou supressão de exóticas em projetos de restauração tem sido recomendada, devido os riscos de invasão (HOBBS; RICHARDSON, 2011), porém, a ocorrência dessas espécies ainda é muito frequente na recuperação ou reabilitação de áreas degradadas, por ser muitas vezes a opção mais viável para plantios em locais com elevado grau de degradação e condições ambientais limitantes para o estabelecimento e crescimento de vegetação nativa (PRACH et al., 2007). Estudo realizado por Assis et al. (2013) com o objetivo de analisar a riqueza e a origem das espécies utilizadas em 44 projetos de restauração de matas ciliares, em São Paulo, ao longo dos últimos 50 anos, evidenciou o uso de espécies exóticas em todos os plantios. Nesse mesmo estudo, verificou-se que a riqueza de espécies aumentou entre os anos de 1970 a 2008 tanto para nativas quanto para exóticas, sendo a última ainda muito utilizada nos projetos de restauração.

As variações dos parâmetros fitossociológicos nas parcelas da C1 foram menos expressivas no decorrer das avaliações. No T0, nessa classe, foram registradas 12 espécies e 76 indivíduos, e, no T4, registrou-se 14 espécies e 122 indivíduos. A espécie *I. ingoides* apresentou os maiores valores de densidade absoluta no T0 e no T4, sendo verificada em todas as parcelas em ambas as avaliações. No T4, *S. cumini* e *C. fairchildiana* apresentaram a segunda maior densidade absoluta (213 ind.ha⁻¹) e *Z. joazeiro* a terceira maior densidade (Tabela 3).

Na C2, anterior à abertura do dossel, a espécie com maior densidade absoluta foi *Z. joazeiro* (1373 ind.ha⁻¹), seguida por *I. ingoides* (520 ind.ha⁻¹) e por *D. pernambucanus* com densidade igual a 413 ind.ha⁻¹. Na quinta avaliação, 12 meses após a poda do dossel, o número de indivíduos de *Z. joazeiro* foi igual a 2160 ind.ha⁻¹ e de *I. ingoides* igual a 800 ind.ha⁻¹, sendo notório o maior recrutamento da primeira espécie devido à maior incidência de luz após a abertura do dossel.

Tabela 3. Parâmetros fitossociológicos do componente regenerante da classe um (C1) de uma área em restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE

| T0 - Antes da abertura | | | | | | T4 - 12 meses após a abertura | | | | | |
|---------------------------------|-----------|-------------|--------------|---------------|--------------|---------------------------------|------------|-------------|--------------|---------------|--------------|
| Espécie | Ni | DA | FA | DoA | VI (%) | Espécie | Ni | DA | FA | DoA | VI (%) |
| <i>Inga ingoides</i> | 38 | 507 | 100,00 | 0,0369 | 41,11 | <i>Inga ingoides</i> | 52 | 693 | 100,00 | 0,0871 | 33,77 |
| <i>Ziziphus joazeiro</i> | 11 | 147 | 66,67 | 0,0039 | 10,55 | <i>Syzygium cumini</i> | 16 | 213 | 66,67 | 0,0339 | 13,13 |
| <i>Syzygium cumini</i> | 6 | 80 | 66,67 | 0,0056 | 9,20 | <i>Clitoria fairchildiana</i> | 16 | 213 | 33,33 | 0,0167 | 8,71 |
| <i>Clitoria fairchildiana</i> | 3 | 40 | 66,67 | 0,0065 | 8,36 | <i>Ziziphus joazeiro</i> | 13 | 173 | 66,67 | 0,0133 | 8,69 |
| Asteraceae | 5 | 67 | 33,33 | 0,0044 | 6,28 | <i>Terminalia catappa</i> | 4 | 53 | 100,0 | 0,0061 | 6,34 |
| <i>Genipa americana</i> | 2 | 27 | 66,67 | 0,0023 | 5,75 | <i>Genipa americana</i> | 2 | 27 | 66,67 | 0,0155 | 6,06 |
| <i>Rauwolfia</i> sp. | 4 | 53 | 33,33 | 0,0014 | 4,32 | Asteraceae | 3 | 40 | 66,67 | 0,0076 | 4,93 |
| <i>Terminalia catappa</i> | 1 | 13 | 33,33 | 0,0021 | 3,39 | <i>Rauwolfia</i> sp. | 4 | 53 | 66,67 | 0,0013 | 4,11 |
| <i>Solanum asperum</i> | 2 | 27 | 33,33 | 0,0006 | 3,04 | <i>Solanum asperum</i> | 2 | 27 | 66,67 | 0,0013 | 3,55 |
| <i>Bauhinia</i> sp. | 2 | 27 | 33,33 | 0,0004 | 2,94 | <i>Psidium guajava</i> | 3 | 40 | 33,33 | 0,0013 | 2,44 |
| <i>Talipariti pernambucense</i> | 1 | 13 | 33,33 | 0,0006 | 2,58 | <i>Bauhinia</i> sp. | 3 | 40 | 33,33 | 0,0013 | 2,43 |
| <i>Cynophalla flexuosa</i> | 1 | 13 | 33,33 | 0,0004 | 2,49 | <i>Cynophalla flexuosa</i> | 2 | 27 | 33,33 | 0,0019 | 2,28 |
| | | | | | | <i>Talipariti pernambucense</i> | 1 | 13 | 33,33 | 0,0011 | 1,85 |
| | | | | | | <i>Murraya paniculata</i> | 1 | 13 | 33,33 | 0,0002 | 1,70 |
| Total | 76 | 1013 | 600,0 | 0,0650 | 100,0 | Total | 122 | 1627 | 800,0 | 0,1886 | 100,0 |

Em que: Ni=número de indivíduos; DA: densidade absoluta; DR: densidade relativa; FA: frequência absoluta; FR: frequência relativa; DoA: dominância absoluta; DoR: dominância relativa e VI: valor de importância.

Tabela 4. Parâmetros fitossociológicos do componente regenerante da classe dois (C2) de uma área em restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE

| T0 - Antes da abertura | | | | | | T4 – 12 meses após a abertura | | | | | |
|---------------------------------|------------|-------------|--------------|---------------|--------------|---------------------------------|------------|-------------|---------------|---------------|--------------|
| Espécie | NI | DA | FA | DoA | VI (%) | Espécie | NI | DA | FA | DoA | VI (%) |
| <i>Inga ingoides</i> | 39 | 520 | 100,00 | 0,0766 | 25,22 | <i>Ziziphus joazeiro</i> | 162 | 2160 | 100,00 | 0,2087 | 25,52 |
| <i>Ziziphus joazeiro</i> | 103 | 1373 | 66,67 | 0,0373 | 25,09 | <i>Inga ingoides</i> | 60 | 800 | 100,00 | 0,1853 | 16,93 |
| <i>Desmanthus pernambucanus</i> | 31 | 413 | 33,33 | 0,0165 | 9,14 | <i>Cecropia pachystachya</i> | 102 | 1360 | 66,67 | 0,0609 | 12,44 |
| <i>Syzygium cumini</i> | 14 | 187 | 100,00 | 0,0067 | 7,23 | <i>Syzygium cumini</i> | 44 | 587 | 100,00 | 0,0470 | 8,44 |
| <i>Maclura tinctoria</i> | 17 | 227 | 33,33 | 0,0088 | 5,54 | <i>Terminalia catappa</i> | 25 | 333 | 100,00 | 0,0299 | 6,16 |
| Asteraceae | 9 | 120 | 66,67 | 0,0079 | 5,49 | <i>Maclura tinctoria</i> | 14 | 187 | 33,33 | 0,0321 | 3,64 |
| <i>Terminalia catappa</i> | 6 | 80 | 100,00 | 0,0029 | 5,32 | Asteraceae | 6 | 80 | 66,67 | 0,0236 | 3,53 |
| <i>Rauwolfia</i> sp. | 2 | 27 | 66,67 | 0,0005 | 2,95 | <i>Rauwolfia</i> sp. | 5 | 67 | 100,00 | 0,0020 | 3,24 |
| <i>Azadirachta indica</i> | 2 | 27 | 33,33 | 0,0008 | 1,73 | <i>Ceiba speciosa</i> | 11 | 147 | 66,67 | 0,0064 | 2,98 |
| <i>Cecropia pachystachya</i> | 1 | 13 | 33,33 | 0,0010 | 1,62 | <i>Genipa americana</i> | 4 | 53 | 66,67 | 0,0099 | 2,66 |
| Indeterminada 1 | 1 | 13 | 33,33 | 0,0008 | 1,59 | <i>Solanum asperum</i> | 4 | 53 | 66,67 | 0,0043 | 2,37 |
| <i>Solanum asperum</i> | 1 | 13 | 33,33 | 0,0007 | 1,56 | <i>Azadirachta indica</i> | 4 | 53 | 66,67 | 0,0029 | 2,29 |
| <i>Cordia toqueve</i> | 1 | 13 | 33,33 | 0,0006 | 1,55 | <i>Desmanthus pernambucanus</i> | 10 | 133 | 33,33 | 0,0097 | 2,16 |
| Indeterminada 2 | 1 | 13 | 33,33 | 0,0004 | 1,51 | <i>Clitoria fairchildiana</i> | 5 | 67 | 33,33 | 0,0029 | 1,44 |
| <i>Cynophalla flexuosa</i> | 1 | 13 | 33,33 | 0,0004 | 1,51 | <i>Cynophalla flexuosa</i> | 1 | 13 | 33,33 | 0,0013 | 1,07 |
| <i>Clitoria fairchildiana</i> | 1 | 13 | 33,33 | 0,0002 | 1,48 | <i>Anacardium occidentale</i> | 1 | 13 | 33,33 | 0,0008 | 1,04 |
| <i>Murraya paniculata</i> | 1 | 13 | 33,33 | 0,0002 | 1,48 | <i>Casearia javitensis</i> | 1 | 13 | 33,33 | 0,0006 | 1,03 |
| | | | | | | <i>Solanum paniculatum</i> | 1 | 13 | 33,33 | 0,0004 | 1,02 |
| | | | | | | <i>Murraya paniculata</i> | 1 | 13 | 33,33 | 0,0004 | 1,02 |
| | | | | | | <i>Senna georgica</i> | 1 | 13 | 33,33 | 0,0001 | 1,00 |
| Total | 231 | 3080 | 866,6 | 0,1622 | 100,0 | Total | 462 | 6160 | 1200,0 | 0,6290 | 100,0 |

Em que: Ni=número de indivíduos; DA: densidade absoluta; DR: densidade relativa; FA: frequência absoluta; FR: frequência relativa; DoA: dominância absoluta; DoR: dominância relativa e VI: valor de importância.

Tabela 5. Parâmetros fitossociológicos do componente regenerante da classe três (C3) de uma área em restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE

| T0 - Antes da abertura | | | | | | T4 – 12 meses após a abertura | | | | | |
|---------------------------------|------------|-------------|--------------|---------------|--------------|---------------------------------|------------|-------------|---------------|---------------|--------------|
| Espécie | NI | DA | FA | DoA | VI (%) | Espécie | NI | DA | FA | DoA | VI (%) |
| <i>Inga ingoides</i> | 69 | 920 | 100,00 | 0,1046 | 34,56 | <i>Inga ingoides</i> | 122 | 1627 | 100,00 | 0,3568 | 30,54 |
| <i>Terminalia catappa</i> | 29 | 387 | 100,00 | 0,0153 | 11,84 | <i>Syzygium cumini</i> | 80 | 1067 | 100,00 | 0,0679 | 12,79 |
| <i>Syzygium cumini</i> | 38 | 507 | 66,67 | 0,0139 | 11,61 | <i>Terminalia catappa</i> | 52 | 693 | 100,00 | 0,0692 | 10,53 |
| Asteraceae | 19 | 253 | 100,00 | 0,0151 | 10,17 | <i>Ziziphus joazeiro</i> | 41 | 547 | 100,00 | 0,0401 | 8,17 |
| <i>Clitoria fairchildiana</i> | 18 | 240 | 66,67 | 0,0159 | 8,71 | Asteraceae | 24 | 320 | 100,00 | 0,0493 | 7,21 |
| <i>Ziziphus joazeiro</i> | 13 | 173 | 100,00 | 0,0058 | 7,52 | <i>Clitoria fairchildiana</i> | 25 | 333 | 100,00 | 0,0182 | 5,76 |
| <i>Desmanthus pernambucanus</i> | 4 | 53 | 66,67 | 0,0030 | 4,10 | <i>Azadirachta indica</i> | 12 | 160 | 66,67 | 0,0357 | 4,61 |
| <i>Azadirachta indica</i> | 8 | 107 | 33,33 | 0,0067 | 3,96 | <i>Solanum asperum</i> | 15 | 200 | 66,67 | 0,0173 | 3,95 |
| <i>Psidium guajava</i> | 5 | 67 | 66,67 | 0,0013 | 3,94 | <i>Rauwolfia</i> sp. | 7 | 93 | 100,00 | 0,0050 | 3,61 |
| <i>Rauwolfia</i> sp. | 1 | 13 | 33,33 | 0,0015 | 1,89 | <i>Desmanthus pernambucanus</i> | 9 | 120 | 66,67 | 0,0059 | 2,89 |
| <i>Murraya paniculata</i> | 1 | 13 | 33,33 | 0,0004 | 1,69 | <i>Psidium guajava</i> | 4 | 53 | 66,67 | 0,0015 | 2,26 |
| | | | | | | <i>Cecropia pachystachya</i> | 3 | 40 | 33,33 | 0,0026 | 1,31 |
| | | | | | | <i>Guapira laxa</i> | 1 | 13 | 33,33 | 0,0018 | 1,10 |
| | | | | | | <i>Senna georgica</i> | 1 | 13 | 33,33 | 0,0017 | 1,09 |
| | | | | | | <i>Casearia javitensis</i> | 1 | 13 | 33,33 | 0,0010 | 1,06 |
| | | | | | | <i>Murraya paniculata</i> | 1 | 13 | 33,33 | 0,0010 | 1,06 |
| | | | | | | <i>Machaerium hirtum</i> | 1 | 13 | 33,33 | 0,0005 | 1,03 |
| | | | | | | <i>Anacardium occidentale</i> | 1 | 13 | 33,33 | 0,0004 | 1,03 |
| Total | 205 | 2733 | 767,0 | 0,1836 | 100,0 | Total | 400 | 5333 | 1200,0 | 0,6758 | 100,0 |

Em que: Ni=número de indivíduos; DA: densidade absoluta; DR: densidade relativa; FA: frequência absoluta; FR: frequência relativa; DoA: dominância absoluta; DoR: dominância relativa e VI: valor de importância.

Na C3, na primeira avaliação, *I. ingoides* apresentou a maior densidade (920 ind.ha⁻¹), seguida por *S. cumini* (507 ind.ha⁻¹) e *T. catappa* (387 ind.ha⁻¹). Em termos de frequência, quatro espécies (*I. ingoides*, *T. catappa*, Asteraceae e *Z. joazeiro*) foram registradas em todas as parcelas. Quanto à dominância, novamente, *I. ingoides* se destacou com o maior valor (0,1046 m²), cerca de 6,8 vezes maior que a dominância de *T. catappa*, que ocupou o segundo lugar em termos de dominância. Após 12 meses da abertura do dossel, *I. ingoides* permaneceu sendo a espécie com os maiores valores para os parâmetros fitossociológicos, com aumentos consideráveis de densidade e dominância. *S. cumini* se tornou a segunda espécie de maior densidade e dominância. Após a abertura, outras três espécies foram registradas em todas as unidades amostrais: *S. cumini*, *C. fairchildiana* e *Rauwolfia* sp., indicando que a maior incidência de luz pode ter favorecido o estabelecimento dessas espécies em parcelas com maior abertura do dossel (Tabela 5).

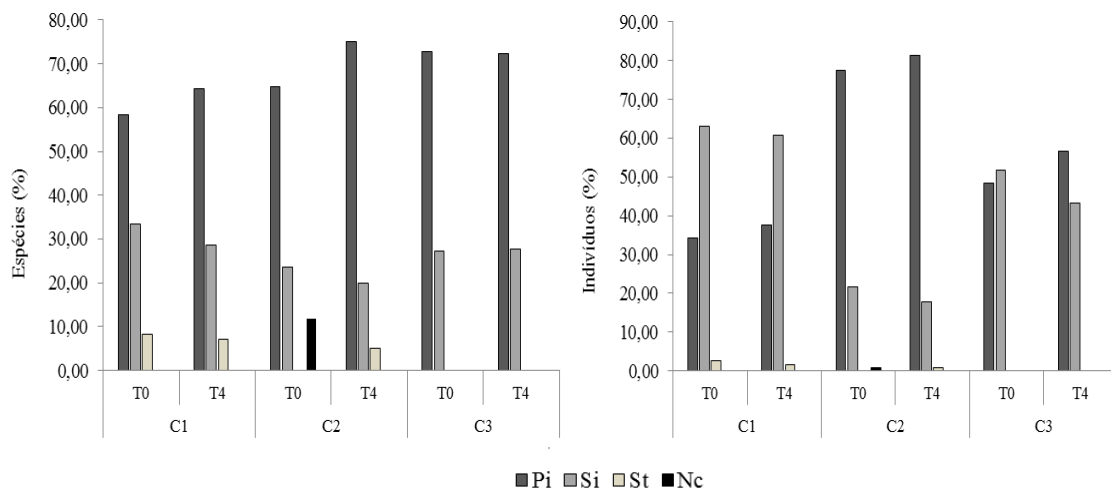
Na distribuição das espécies por grupo sucessional, verificou-se aumento de 10% de espécies pioneiras na C2 após a abertura do dossel. Já o percentual de espécies secundárias iniciais diminuiu de 23,53% para 20,0% após o manejo. Na C3, antes e 12 meses após o manejo, o percentual de espécies pioneiras era, aproximadamente, 72%, enquanto 27% das espécies eram secundárias iniciais, não havendo variações no número de espécies por classes successionalis após a poda, indicando que a maior incidência de luz não influenciou no recrutamento de espécies de estágios iniciais de sucessão, pioneiras e secundárias iniciais. Na C1, houve variações quanto à porcentagem de espécies encontradas em cada categoria sucessional, de forma que, na última avaliação (T4) o percentual de espécies pioneiras aumentou de 58,33% para 64,29% e a porcentagem de secundárias iniciais diminuiu de 33,33% para 28,57%. Nesta classe, registrou-se a ocorrência de espécies secundárias tardias em todas as avaliações (Figura 6).

Em termos de indivíduos, nas classes que receberam o manejo, registrou-se um aumento no percentual de indivíduos pioneiros em torno de 4% e 8%, na C2 e na C3, respectivamente. Em ambas as classes, o percentual de indivíduos da classe secundária inicial diminuiu.

Na C1, as variações nas porcentagens de indivíduos nas categorias successionalis foram menos acentuadas. Esses resultados evidenciam que o aumento da luminosidade no sub-bosque, proporcionado pela poda do dossel, pode ter favorecido o aparecimento das espécies no componente regenerante, uma vez que a luminosidade influencia em uma série de fatores (temperatura do ar, temperatura do solo, umidade do solo, diversidade e atividade biológica

do solo, entre outras) essenciais para os processos fisiológicos das espécies, desde a germinação até o seu estabelecimento.

Figura 6. Percentual de espécies e indivíduos por grupo ecológico, nas classes de abertura, verificado antes (T0) e 12 meses após a abertura do dossel (T4) no estrato regenerante de uma área em processo de restauração florestal, localizado no município de Timbaúba, PE. Em que: Pi=pioneiras; Si=secundárias iniciais; St=secundárias tardias; NC=não classificadas; C1 = classe de 10 a 20% de abertura; C2 = classe de 21 a 30% de abertura; C3 = classe de 31 a 40% de abertura do dossel.



Diversos estudos concluíram que o tamanho da clareira é uma característica estrutural importante, uma vez que condiciona a quantidade de luz recebida pelo sub-bosque influenciando a composição florística (LIMA, 2005; WANG; LIU, 2011), de modo que diferentes espécies colonizam clareiras de diferentes tamanhos (SWAINE; WHITMORE, 1988; WHITMORE, 1996). Ainda, o tamanho da abertura do dossel pode influenciar na distribuição espacial das espécies, já que algumas possuem uma estratégia de desenvolvimento adaptada para locais onde ocorre um distúrbio, o qual permitirá a entrada da radiação, ativando o banco de sementes ou de plântulas (JARDIM; SERRÃO; NEMER, 2007).

Isso ocorre devido à existência de uma partição entre espécies pioneiras e tardias por nichos de regeneração representados por clareiras de diferentes tamanhos, que determinam a ocorrência e distribuição de espécies arbóreas (DENSLOW, 1980). Segundo o autor, a formação de clareiras gera alterações ambientais que favorecerá a sua colonização por espécies de diferentes categorias sucessionais já presentes no banco de plântulas ou de sementes do solo, bem como das espécies alóctones trazidas pela dispersão da vegetação circundante.

Desta forma, além da disponibilidade de luz, que exerce efeito na seleção das espécies capazes de se estabelecer no local, a trajetória sucessional também é afetada pelas

características da paisagem, como a proximidade de fontes de propágulos. Estudos demonstram a importância da proximidade ou conectividade com a floresta remanescente para o aumento da chuva de sementes e o recrutamento de árvores na sucessão de florestas tropicais (KAUANO et al., 2013; CROUZEILLES; CURRAN, 2016).

Em estudo sobre a caracterização do dossel e do estrato de regeneração natural no sub-bosque e em clareiras de uma Floresta Estacional Semidecidual, em Minas Gerais, Martins et al. (2008), constataram que em todas as 10 clareiras estudadas, predominaram espécies finais de sucessão. Segundo os autores, esse resultado reflete a plasticidade destas espécies a variação nos regimes de luz das florestas semidecíduas em função da queda sazonal de folhas de boa parte das árvores que formam o dossel.

Nas áreas em restauração, a eficiência de processos como a polinização e a dispersão de semente, realizados, principalmente, por animais, também influencia diretamente o estabelecimento das espécies de diferentes estádios sucessionais. A falta de um agente polinizador, ou dispersor de determinada espécie ou grupo de espécies, pode paralisar o processo de sucessão estagnando-o, principalmente, quando se fala em estágios mais avançados de sucessão, nos quais as relações plantas-animais ficam mais estreitas, envolvendo um número menor de espécies (ALMEIDA, 2016).

Na área estudada, 60,0% das espécies tinham a dispersão do tipo zoocórica, e 20,0% dispersão não zoocórica, que compreende os tipos de dispersão autocórica, barocórica e anemocórica. Após a abertura do dossel, verificou-se a ocorrência de sete espécies antes não ocorrentes, destas, quatro eram zoocóricas. Das cinco espécies mais abundantes na regeneração, quatro não foram registradas no componente adulto e, com exceção de *C. fairchildiana*, todas eram zoocóricas e, provavelmente, chegaram à área através da fauna local, indicando que as espécies do componente adulto (principalmente, *I. ingoides* - zoocórica) podem estar atuando como catalizadoras da sucessão ecológica ao atrair a fauna dispersora.

A presença de espécies arbóreas zoocóricas em áreas de restauração servem como ponto de pouso, de refúgio, de descanso e de alimentação para animais dispersores de sementes, podendo garantir a eficiência da regeneração natural no processo de sucessão, além de favorecer a biodiversidade no local, indicando o avanço da sucessão ecológica. Embora tenham estudos que comprovam a importância de espécies zoocórica na facilitação da regeneração natural (GUERIN, 2010; CHIMERA; DRAKE, 2010), outros estudos indicam que a maior frequência de fauna tem se mostrado associada a outros atributos da árvore, além

da síndrome de dispersão de seus frutos, como a altura e a copa da árvore (CAMPOS, 2010; BONANOMI; INCERTI; MAZZOLENI, 2011).

Outro aspecto a ser considerado é o fato da área em questão estar inserida num contexto de mata ciliar. O ambiente ciliar é aberto e dinâmico em relação à entrada e saída de propágulos trazidos pelo fluxo de água, sendo essa influência verificada em campo, em relação à espécie *C. fairchildiana*. Grande parte dos indivíduos regenerantes dessa espécie foi registrada em zonas da área em que o fluxo de água percorria em épocas chuvosas, indicando que a mesma pode ter chegado por dispersão hidrocórica, muito comum em ecossistemas ripários (Figura 7).

Figura 7. Indivíduos de *Clitoria fairchildiana* R.A.Howard estabelecidos e se desenvolvendo em meio a galhos trazidos e empilhados pelo fluxo de água em época chuvosa, em uma área em processo de restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE.

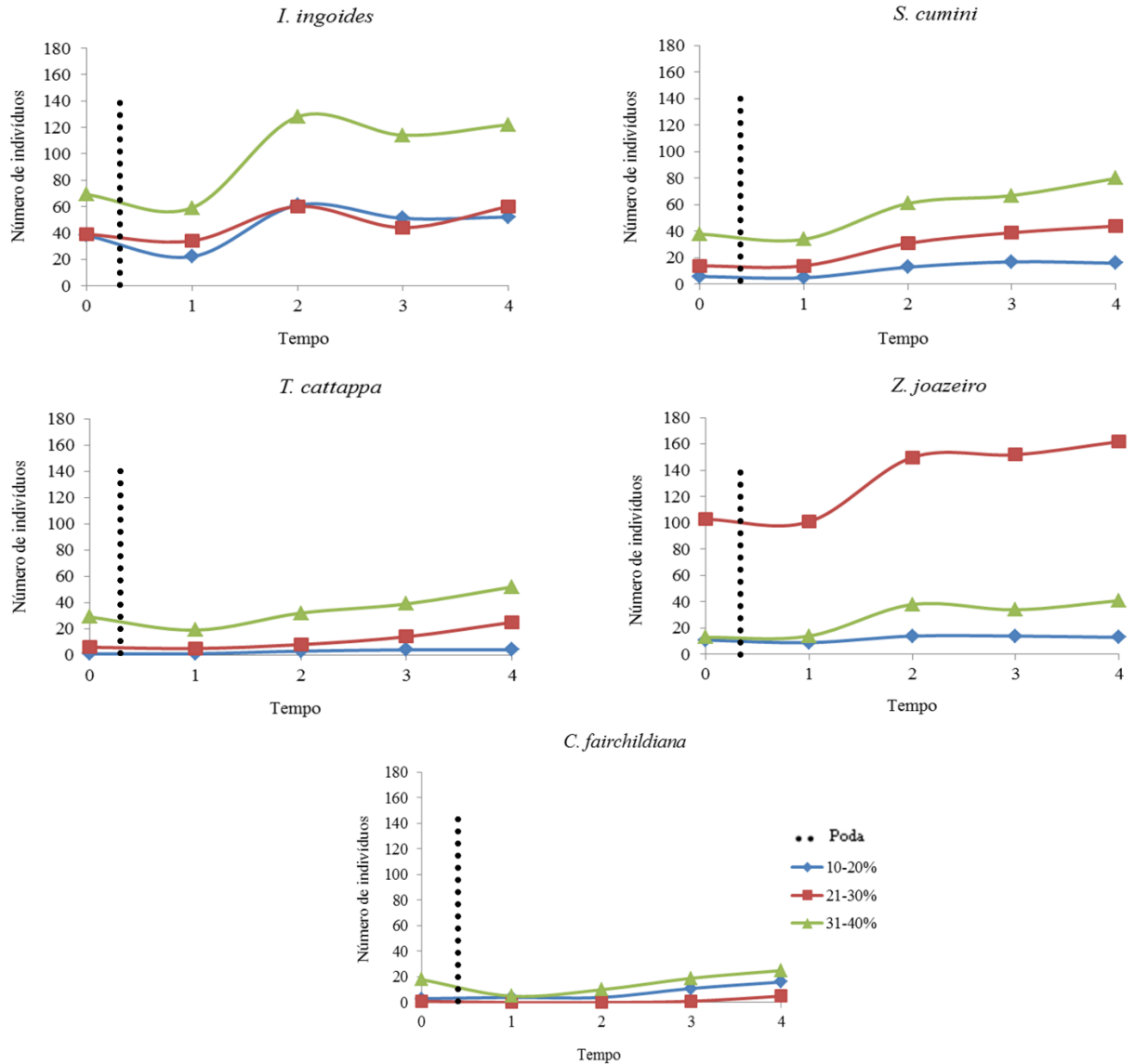


Fonte: GRUGIKI (2017)

3.1.2 Aspectos ecológicos das principais espécies da regeneração natural

As espécies mais abundantes e frequentes na regeneração, de forma geral, foram *I. ingoides*, *S. cumini*, *T. catappa*, *Z. joazeiro* e *C. fairchildiana*, e os resultados verificados nesse estudo sugerem que a poda do dossel pode influenciá-las de forma diferenciada (Figura 8). Com exceção de *C. fairchildiana*, as demais evidenciaram maior resposta em relação à abertura do dossel, sendo observado elevado número de indivíduos nas classes com maior abertura do dossel e, logo, com maior luminosidade. Estudos comprovam que a abertura de clareiras influencia a germinação e o desenvolvimento de espécies florestais de diferentes formas devido ao aumento na intensidade da luz (DALLING; HUBBELL, 2002; LIMA, 2005; GANDOLFI; JOLY; RODRIGUES, 2007), direcionando importantes parâmetros da comunidade florestal (LIMA, 2005).

Figura 8. Comportamento das cinco espécies florestais mais abundantes e frequentes no componente regenerante em resposta às diferentes classes de abertura do dossel em uma área em processo de restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE. Em que: Tempo 0 = antes da poda do dossel; Tempo 1 = logo após a poda; Tempo 2 = 4 meses após a poda; Tempo 3 = 8 meses após a poda; Tempo 4 = 12 meses após a poda.



A espécie *I. ingoides* apresentou abundância considerável de indivíduos na C3. Nessa classe, notou-se que após a abertura (T2) houve aumento acentuado de indivíduos, decrescendo na avaliação T4 e aumentando, posteriormente, na última avaliação (T4), 12 meses após o manejo (Figura 8a). Em relação às demais classes, notou-se comportamento similar entre C1 e C2 em relação à abundância de indivíduos nos diferentes tempos de avaliação. Em relação ao manejo, a espécie apresentou grande variabilidade em sua distribuição, sendo verificada a sua ocorrência desde as parcelas com dossel mais denso e,

logo, menor intensidade luminosa, até parcelas com dossel mais aberto e, portanto, maior luminosidade. Nas parcelas mais sombreadas a abundância de indivíduos foi menor.

A abundância dessa espécie está diretamente relacionada com a intensa frutificação dos indivíduos e das condições ambientais favoráveis ao seu desenvolvimento, como as frequentes inundações observadas na área durante a época chuvosa, uma vez que essa espécie predomina em formações florestais com habitat, preferencialmente, sujeito à inundação (AMARAL et al., 2007; CARIM; JARDIM; MEDEIROS, 2008). Ainda, observou-se brotação proveniente do sistema radicular, que tem favorecido sua regeneração na área (Figura 9c). Outro aspecto positivo a destacar quanto ao estabelecimento e desenvolvimento de *I. ingoides*, em detrimento às outras espécies, é a capacidade de nodulação radicular por bactérias do gênero *Rhizobium*, fixadoras de nitrogênio, como verificado em estudo desenvolvido por Braz (2007).

A espécie *S. cumini*, diferente de *I. ingoides*, apresentou abundância crescente e contínua em todas as avaliações após a intervenção, com maior número de indivíduos verificado na C3 e C2, possivelmente, em resposta ao aumento de luminosidade nas parcelas dessas classes, por ser uma espécie pioneira. Embora tenha ocorrido em todas as classes, na C2, o número de indivíduos na quarta avaliação foi, aproximadamente, duas vezes maior do observado na C1 na mesma avaliação, sendo que no T0, anterior a poda, a abundância nessas classes foram bem próximas; na C3, a abundância de *S. cumini* foi cinco vezes maior que na C1 na T4 (12 meses após o manejo) (Figura 8b).

Não foi registrada a ocorrência de *S. cumini* no estrato adulto, sendo a fonte dos propágulos os indivíduos situados no entorno da área. Embora seja comumente encontrada em plantios de restauração, não sendo verificada nenhuma objeção a isso (ASSIS et al., 2013; SILVA, et al., 2015; MELO, 2015; ZANETTE, et al., 2017), a Azeitona, como é popularmente conhecida, é uma espécie exótica, nativa da Índia, ocorrendo em diversos estados do Brasil (SOBRAL et al., 2015). De acordo com o Instituto Hórus (2017), foi introduzida no Brasil entre 1998 e 2003 para fins de recuperação de áreas degradadas e, atualmente, é considerada uma espécie com elevada capacidade de estabelecimento devido à sua adaptabilidade às condições ambientais variáveis, concorrendo com espécies nativas, dificultando o processo de regeneração e interferindo na sucessão vegetal.

Em estudo realizado por Zanette et al. (2017), com o objetivo de avaliar a adaptação de espécies lenhosas nativas e exóticas em uma área de 2,16 ha com histórico de mineração de carvão, evidenciou que as espécies exóticas, entre elas, *S. cumini* foram capazes de promover a conversão das áreas degradadas para um uso alternativo aceitável para as partes interessadas.

Terminalia catappa apresentou abundância crescente e contínua nas parcelas manejadas, de forma que, quanto maior abertura do dossel, maior a abundância de indivíduos (Figura 8c). Em campo, verificou-se elevada quantidade de sementes e eficiente germinação, especialmente, na serapilheira, indicando o alto poder germinativo dessa espécie (Figura 9a – 9b). Após a abertura do dossel e maior incidência de luminosidade, notou-se que os indivíduos apresentaram expressivo incremento em altura. Originária de ecossistemas litorâneos da Malásia, sua dispersão é realizada por pássaros, morcegos e roedores (THOMSON; EVANS, 2006), ocorrendo registros de sua invasão em diversas regiões do mundo (RICHARDSON; REJMÁNEK, 2011; INSTITUTO HÓRUS, 2011), inclusive, no nordeste do Brasil, nos estados do Ceará e Pernambuco (LEÃO et al., 2011).

Em vegetação de restinga, a *T. catappa* se associa facilmente à vegetação costeira, podendo interferir negativamente no crescimento de outras plantas (MOURA et al., 2011). De acordo com Baratelli (2006), a *T. catappa* exclui a vegetação nativa no processo de sucessão natural, devido ao sombreamento causado pela copa e por alelopatia. No entanto, neste estudo, o efeito da inibição não foi observado, uma vez que não foram registrados indivíduos no componente adulto e, os regenerantes, ainda eram jovens e de pequeno porte.

Figura 9. Capacidade germinativa de sementes de *Terminalia catappa* L. (a e b) e brotação de *Inga ingoides* (Rich.) Willd. a partir do sistema radicular (c), observadas, visualmente, no estrato regenerante de uma área em processo de restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE.



Fonte: GRUGIKI (2017)

A espécie *Ziziphus joazeiro* apresentou maior abundância nas parcelas que sofreram a intervenção, sendo maior na C2 e na C3, nessa ordem, indicando que o aumento na incidência de luz no sub-bosque pode ter favorecido o recrutamento de novos indivíduos, provavelmente, em função de ser uma espécie exigente em luz. Quanto a maior abundância ter sido verificada nas parcelas que receberam menor intensidade de manejo (C2), uma possível explicação é a proximidade dessas parcelas em relação à fonte de propágulo, um único indivíduo de

Juazeiro, localizado próximo à área. Nas parcelas da C1, o número de indivíduos permaneceu constante.

Essa espécie (*Z. joazeiro*) é endêmica da Caatinga, sendo observada em florestas estacionais decíduais e semidecíduais na Mata Atlântica (Costa et al., 2011; CNIP, 2012), apresentando um grupo de caracteres morfoanatômicos de adaptação às condições de elevadas incidência luminosa e consequente alta temperatura, permitindo sua permanência em ambientes sob estas condições. Estudo desenvolvido por Araújo (2014) abordou sobre o potencial de espécie facilitadora da sucessão ecológica que essa espécie desempenha na Caatinga. Segundo o autor, a utilização de *Z. joazeiro* no processo de regeneração florestal é uma alternativa para ampliar o sucesso de projetos de recuperação de áreas degradadas nesse ecossistema.

A espécie *C. fairchildiana* não apresentou um padrão de comportamento em relação à luz, sendo observada maior abundância de indivíduos nas parcelas da C3, seguida pela C1 e C2, nessa ordem. A maior abundância de indivíduos nessas classes pode ter sido em função de estarem em parcelas localizadas em zonas que recebem o fluxo de água em épocas chuvosas (Figura 7). Em estudo com o objetivo de avaliar a influência do sombreamento no crescimento de mudas de *C. fairchildiana*, os resultados indicaram que a espécie apresentou diferentes respostas para os parâmetros analisados, de modo que, observou-se maior incremento de altura a sol pleno, embora não tenha diferido do sombreamento de 30%, e o menor incremento em sombreamento em 50%, evidenciando ser uma espécie não tolerante à sombra ou exigente de luz, sendo recomendado o seu plantio a pleno sol, 30%, 50% ou 75% de sombreamento (PORTELA; SILVA; PINÃ-RODRIGUES, 2001).

Devido a sua rusticidade, capacidade de recuperar a fertilidade do solo pela nodulação e fixação de nitrogênio e rápido crescimento, essa espécie tem sido indicada para projetos de recuperação de áreas degradadas, mesmo sendo exótica (PORTELA; SILVA; PINÃ-RODRIGUES, 2001; SALES JÚNIOR, 2011; SOARES, et al., 2016). Endêmica da Amazônia, principalmente, da Floresta Ombrófila Densa, apresenta elevada plasticidade, ocorrendo desde solos férteis e úmidos a áreas abertas e alteradas (LORENZI, 2004).

Os resultados evidenciaram que, de forma geral, a trajetória sucessional na área está sendo realizada, predominantemente, por espécies exóticas, não sendo o desejável para os plantios de restauração florestal, recomendando-se a seleção de espécies adaptadas às condições de clima e solo local, ou seja, espécies nativas regionais. No entanto, o conhecimento disponível sobre as espécies exóticas invasoras é considerado altamente heterogêneo no país, de forma que, comparar a presença das espécies e/ou o estado de invasão

entre regiões ou qualquer outra escala espacial, não é recomendado, visto que as diferenças históricas entre as regiões e o uso da terra, assim como o número, a diversidade e a intensidade de caminhos e vetores que transportam espécies exóticas invasoras variam enormemente em todas as regiões (ZENNI; ZILLER, 2011). De acordo com esses autores, os padrões de colonização por essas espécies são completamente diferentes, sendo as causas dessas diferenças questões ainda abertas de pesquisa, pois o comportamento das espécies varia muito em diferentes climas, ecossistemas e regiões do mundo.

Desta forma, considerando que 506 indivíduos regenerantes, equivalentes a 51,42% do total de indivíduos na regeneração da área em restauração, são exóticos, recomenda-se que essas espécies, nesse caso, sejam mantidas na área e monitoradas para identificação de qualquer comportamento que as caracterize como espécies exóticas invasoras. Identificado o potencial invasor dessas espécies, é necessário que os indivíduos sejam erradicados, uma vez que, de acordo com Hughes e Vitousek (1993), estabelecida a dominância dessas espécies, o desenvolvimento de outras espécies (nativas) competidoras no processo de sucessão natural pode ficar inibido em virtude da crescente limitação dos recursos. O monitoramento em longo prazo do comportamento dos indivíduos exóticos na área de estudo pode contribuir com mais informações sobre a ecologia dessas espécies, como o comportamento invasor, as consequências da invasão e medidas de erradicação, caso de fato ocorra.

3.1.2 Parâmetros da dinâmica da regeneração natural em função da abertura do dossel

A abertura do dossel promoveu aumento contínuo na abundância de indivíduos regenerantes na área, considerando todas as parcelas, ou seja, a área como um todo. O número de indivíduos, 12 meses após a abertura, foi, aproximadamente, duas vezes maior que o verificado no T0. O recrutamento de indivíduos foi consideravelmente ascendente a partir do T1 (logo após a abertura do dossel), decaindo avaliações seguintes, podendo ser justificado pela oferta de sementes no banco do solo e pelas plântulas de grupos sucessionais iniciais (pioneiras e secundárias iniciais) que foram favorecidas com o aumento da luminosidade na área. A mortalidade de indivíduos ocorreu de forma regular no decorrer do monitoramento, sendo o percentual de indivíduos mortos com as ações do manejo insignificante (Figura 10).

A dinâmica da regeneração natural, expressa pelos parâmetros abundância, recrutamento, morte e rebrota, nos diferentes tempos e classes de abertura do dossel, pode ser observada na Tabela 6.

Figura 10. Abundância, recrutamento e mortalidade de indivíduos antes (Tempo 0) e após a abertura do dossel (T1, T2, T3 e T4) em uma área em processo de restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE. Em que: C1 = classe 10 a 20% de abertura de dossel; C2 = classe de 21 a 30%; C3 = 31 a 40%.

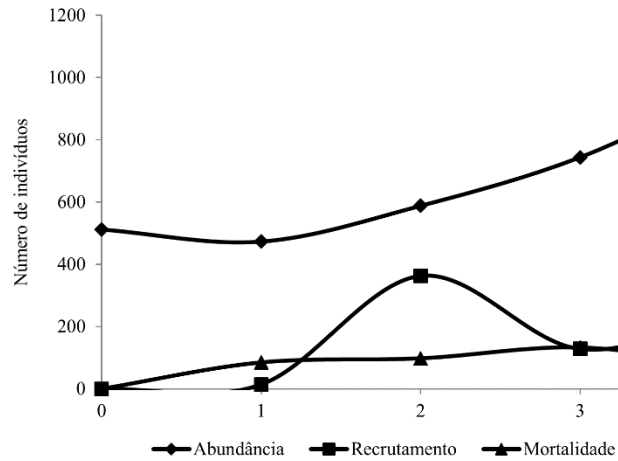


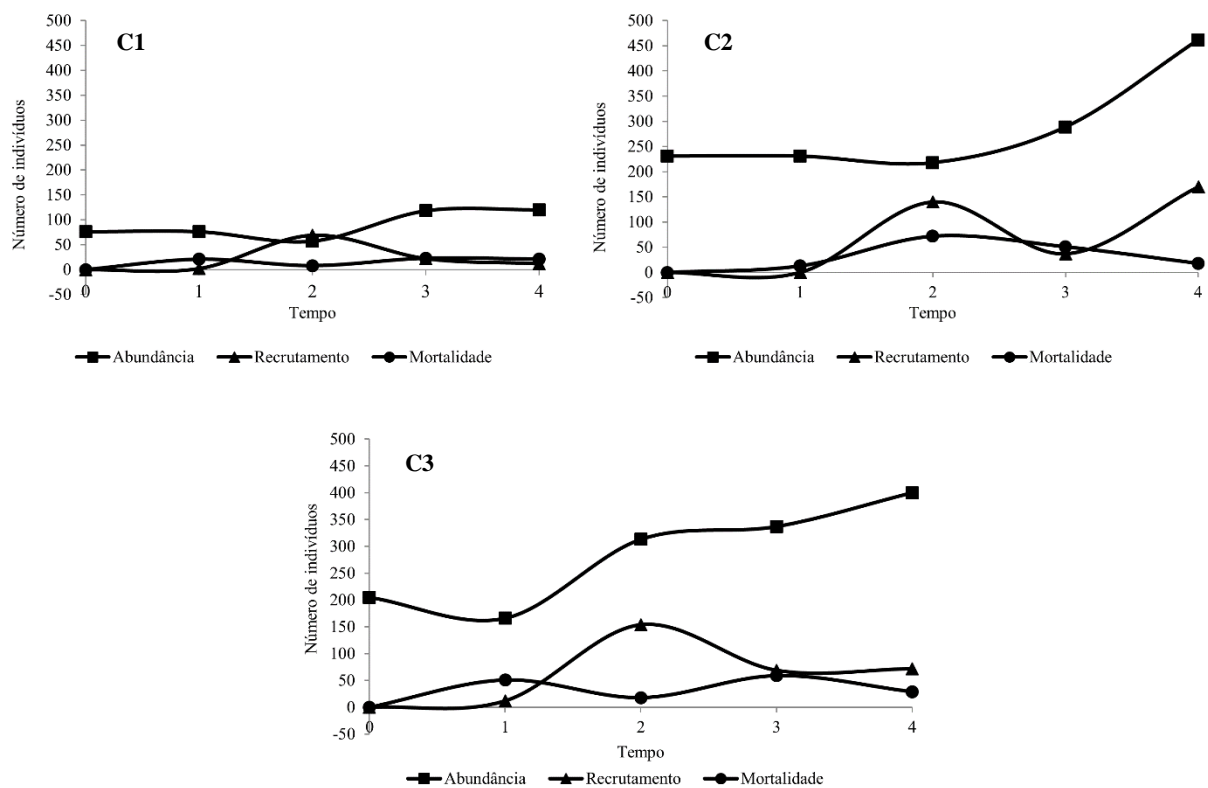
Tabela 6. Abundância (número de indivíduos), recrutamento, rebrota e morte de indivíduos nas classes de abertura de dossel nos diferentes tempos de avaliação, em uma área em processo de restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE

| Descritores | Classe 1 | | | | |
|--------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| | T ₀ | T ₁ | T ₂ | T ₃ | T ₄ |
| Abundância | 76 | 76 | 57 | 118 | 120 |
| Recrutamento | 0 | 2 | 69 | 22 | 12 |
| Morte | 0 | 21 | 8 | 23 | 21 |
| Rebrota | 0 | 0 | 0 | 3 | 11 |
| Total | 76 | 57 | 118 | 120 | 122 |
| Descritores | Classe 2 | | | | |
| | T ₀ | T ₁ | T ₂ | T ₃ | T ₄ |
| Abundância | 231 | 231 | 218 | 289 | 296 |
| Recrutamento | 0 | 0 | 140 | 37 | 170 |
| Morte | 0 | 13 | 72 | 51 | 14 |
| Rebrota | 0 | 0 | 3 | 21 | 18 |
| Total | 231 | 218 | 289 | 296 | 462 |
| Descritores | Classe 3 | | | | |
| | T ₀ | T ₁ | T ₂ | T ₃ | T ₄ |
| Abundância | 205 | 205 | 166 | 313 | 342 |
| Recrutamento | 0 | 12 | 154 | 74 | 72 |
| Morte | 0 | 51 | 18 | 59 | 29 |
| Rebrota | 0 | 0 | 11 | 14 | 15 |
| Total | 205 | 166 | 313 | 342 | 400 |

Em que: Classe 1 = 10 a 20% de abertura; Classe 2 = 21 a 30%; Classe 3 = 31 a 40%; T₀ = antes da poda do dossel; T₁ = logo após a poda; T₂ = 4 meses após a poda; T₃ = 8 meses após a poda; T₄ = 12 meses após a poda.

A abundância por classes de abertura do dossel, na avaliação que antecedeu a poda (T0), foi de 76, 231 e 205 indivíduos nas classes 1, 2 e 3, respectivamente. Nas demais avaliações, o número de indivíduos nas parcelas que receberam o manejo (C2 e C3) permaneceu maior. A elevada abundância nessas classes está relacionada ao contínuo e expressivo recrutamento de indivíduos verificado nas classes manejadas após a abertura do dossel em comparação com a C1, cujas parcelas não foram manejadas (Figura 11).

Figura 11. Abundância, recrutamento e mortalidade de indivíduos nas diferentes classes de abertura de dossel em uma área em processo de restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE. Em que: C1 = classe 10 a 20% de abertura de dossel; C2 = classe de 21 a 30%; C3 = 31 a 40%.



É possível observar um padrão no recrutamento de indivíduos nas classes que receberam o manejo. Nota-se, na C2 e C3, quatro meses após a poda do dossel (T2), um expressivo número de indivíduos recrutados, aproximadamente, duas vezes maior do observado na C1. Na avaliação T3 (oito meses após a abertura), o número de indivíduos recrutados decresceu em ambas as classes, no entanto, as parcelas da C3 ainda apresentaram recrutamento maior que as parcelas da C2. Após 12 meses do manejo, registrou-se um aumento no número de indivíduos recrutados (170 indivíduos) na C2, 14 vezes maior do registrado na C1 e, aproximadamente, duas vezes maior do número de indivíduos recrutados na C3. Dos 170 indivíduos recrutados, 102 foram de *C. pachystachya*.

Esses resultados indicam que o aumento da luminosidade no sub-bosque nas parcelas dessa classe pode ter favorecido tanto a germinação das sementes do banco do solo e serapilheira, como o incremento em altura das plântulas que já estavam no estrato regenerante, possibilitando a sua inclusão no levantamento. Contudo, os valores decrescentes na C2 e na C3, no T3, pode ter sido em decorrência da exaustão de sementes no banco do solo e/ou serapilheira, uma vez que a abundância de plântulas na regeneração de florestas tropicais depende, diretamente, das sementes recentemente dispersas na serapilheira e contidas no banco do solo, neste, especialmente para as espécies pioneiras, que formam bancos de sementes persistentes (PLUE; PRIMOS et al., 2013; O'DONNELL; FRYIRS; LEISHMAN, 2016; WILSON et al., 2016). Além disso, outro fator que pode influenciar no recrutamento de indivíduos na regeneração é a dormência das sementes armazenadas no banco do solo (LIU et al., 2009; GOLOS; DIXON, 2014).

O percentual de indivíduos mortos na C1, C2 e C3 no T1, logo após a execução da poda, foi de 27,63%, 5,62% e 24,87%, respectivamente. Aos 12 meses do manejo, o percentual de indivíduos mortos foi de 59,83% na C1, 32,46% na C2 e 39,25% na C3. Nessa avaliação (T4) o elevado número de indivíduos mortos na C1 pode ter sido em função da competição das espécies por recursos. Notou-se também, nas parcelas dessa classe, a morte de indivíduos de espécies pioneiras, como *C. pachystachya*, devido ao elevado sombreamento.

Considerando as parcelas que receberam o manejo, na C2, 38,46% dos indivíduos mortos eram da espécie *I. ingoides* com altura média de 56,20 cm, e na C3, 68,63% dos indivíduos eram das espécies *C. fairchildiana* (alt. média 70,46 cm), *I. ingoides* (alt. média 30,25 cm) e *T. catappa* (alt. média 30,25 cm). De forma geral, em todas as classes, houve alta mortalidade de indivíduos de pequeno porte devido à fragilidade morfológica.

A mortalidade nas parcelas manejadas pode ter sido em razão do dano mecânico causado durante a execução da poda e das alterações climáticas que a abertura do dossel causou no sub-bosque. No entanto, verificou-se que 28,0% dos regenerantes na C2 e, 25,47% na C3 rebrotaram em seguida, retomando o crescimento. Além disso, para a C2 e C3, respectivamente, o recrutamento de plantas ao final dos 12 meses de avaliação foi 3,2 e 2,07 vezes maior que a mortalidade verificada no mesmo período.

As ações de manejo adaptativo podem gerar impactos negativos no ecossistema, principalmente, na regeneração natural, devido à fragilidade dos indivíduos. Por esse motivo, o planejamento das ações, como a busca por alternativas e formas de intervenção mais viáveis são imprescindíveis para a redução dos impactos. Além dos impactos gerados pela execução da poda e das condições abióticas, outro fator que favoreceu a perda de indivíduos

regenerantes na área como todo, foi a retirada (arraste) dos resíduos de galhos pela população local para serem reaproveitados como lenha.

Estudo desenvolvido por Durigan; Silveira; Melo (2014), sobre manejo adaptativo que consistiu no desbaste das árvores plantadas em um ecossistema de 22 anos, objetivando acelerar os processos de regeneração natural, as perdas de indivíduos regenerantes pela operação foram inferiores a 2%, sendo menor que a mortalidade natural pela competição nas parcelas não manejadas (12%).

As análises de variância não evidenciaram diferenças estatísticas para a abundância, recrutamento e mortalidade de indivíduos entre as classes e ao decorrer do tempo (Tabela 7).

Tabela 7. Anova das análises de regressão entre as variáveis área de abertura do dossel e luz total transmitida e abundância, densidade, riqueza e altura dos indivíduos do componente regenerante em uma área em processo de restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE

| Interações | | Abundância | Recrutamento | Mortalidade |
|------------|----|------------|--------------|-------------|
| | | p | p | p |
| C1 | C2 | 0,405 | 0,418 | 0,547 |
| | C3 | 0,444 | 0,515 | 0,525 |
| C2 | C1 | 0,405 | 0,418 | 0,547 |
| | C3 | 0,996 | 0,979 | 0,999 |
| C3 | C1 | 0,444 | 0,515 | 0,525 |
| | C2 | 0,996 | 0,979 | 0,99 |

De acordo com as análises, a abundância, o recrutamento e a mortalidade de indivíduos não difeririam estatisticamente entre as classes de abertura e entre os tempos de avaliação, indicando que a abertura do dossel, em diferentes intensidades, não influencia na dinâmica da regeneração em uma área. Entretanto, as observações em campo indicaram que os resultados referentes à abundância e recrutamento de indivíduos regenerantes foram notoriamente superiores nas parcelas que receberam o manejo (Figura 12).

As análises estatísticas são amplamente utilizadas em trabalhos científicos, constituindo uma importante ferramenta para testar hipóteses. No entanto, entende-se que em um ambiente altamente heterogêneo, como os ecossistemas florestais, inúmeros fatores não controlados e desconhecidos podem influenciar no resultado da análise. Além disso, a ausência de diferenças significativas entre tratamentos testados não indica que as médias sejam iguais ou que não exista um efeito considerável, mas sim de que não houve evidência suficientemente forte para provar que a hipótese nula era falsa (RUMSEY, 2009).

Estudos indicam que quanto maior a abertura do dossel, maior a incidência de luz e, logo, maior o número de indivíduos. Tanto no contexto de manejo florestal como na

restauração, os trabalhos consultados relatam respostas das espécies às mudanças nas condições de luz, sobretudo, em relação à sobrevivência e crescimento de plântulas (ROMELL et al., 2008; DUCLOS et al., 2013). Além disso, outros fatores podem interferir na dinâmica da regeneração de clareiras, como a área da clareira. De acordo Whitmore (1978) e Silva (1989), o tamanho da clareira influencia fortemente a composição florística e a distribuição espacial das espécies, de forma que, quanto maior a clareira, mais diferente o microclima dentro dela.

Figura 12. Vista parcial do sub-bosque de área não manejada e manejada (a), sub-bosque de uma parcela antes do manejo (b) e 12 meses após manejo (c) e sub-bosque de uma parcela maneja com indivíduos de *Cecropia pachystachya* em uma área em processo de restauração florestal, localizada no município de Timbaúba, PE.



Fonte: GRUGIKI (2017)

Do mesmo modo, pequenas clareiras favorecem o crescimento de regeneração avançada, como é o caso de plântulas e mudas já estabelecidas antes da formação da clareira (BAZZAZ; PICKET, 1980). Além disso, a regeneração bem-sucedida de espécies arbóreas em clareiras depende não apenas do tamanho da abertura do dossel, mas também de muitas outras variáveis, tais como: proximidade da fonte de sementes, mecanismo de dispersão de sementes, condições do substrato, relação planta-herbívoro e número (densidade) de clareiras, entre outros (REN; KADIR; YUE, 2015).

Martins (1999), estudando o efeito do tamanho da clareira na regeneração de espécies florestais, encontrou menor similaridade florística entre a clareira menor e a maior, por representar dois extremos em termos de abertura de dossel e, portanto, de luminosidade. Assim, ao contrário da maior clareira, a menor apresentou apenas uma espécie pioneira, sendo dominada por espécies do sub-bosque. Gustafsson et al. (2016) investigando a resposta ao aumento de luz de 33 espécies arbóreas de florestas tropicais, encontraram respostas significativas das espécies arbóreas em altura ao aumento da luz.

3.2. Banco de sementes do solo

No banco de sementes do solo foram amostradas 4.127 plântulas distribuídas em 54 espécies. Destas, 26 foram identificadas em nível de espécie, oito em nível de gênero, quatro em nível de família e 15 espécies não foram identificadas (Tabela 8).

Tabela 8. Espécies amostradas no banco de sementes do solo de uma área em processo de restauração, localizada no município de Timbaúba, PE

| Espécie | Hábito | Origem | Np |
|--------------------------------------------------|--------|---------|-----|
| Acanthaceae | | | |
| Acanthaceae 1 | Herb. | NC | 95 |
| Amaranthaceae | | | |
| <i>Amaranthus viridis</i> L. | Herb. | Exótica | 1 |
| <i>Alternanthera tenella</i> Colla | Arb. | Nativa | 1 |
| Asteraceae | | | |
| <i>Ageratum conyzoides</i> L. | Herb. | Nativa | 1 |
| <i>Conyza sumatrensis</i> (Retz.) E.Walker | Arb. | Nativa | 2 |
| <i>Erechtites hieracifolius</i> (L.) Raf. ex DC. | Herb. | Nativa | 551 |
| <i>Eclipta prostrata</i> (L.) L. | Herb. | Nativa | 56 |
| <i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC. ex Wight | Herb. | Nativa | 1 |
| <i>Gamochaeta coarctata</i> (Willd.) Kerguelen | Herb. | Nativa | 574 |
| Asteraceae 1 | Herb. | NC | 1 |
| Asteraceae 2 | Herb. | NC | 2 |
| Apocynaceae | | | |
| <i>Rauwolfia</i> sp. | Arb. | Nativa | 41 |
| Boraginaceae | | | |
| <i>Euploca procumbens</i> (Mill.) Diane & Hilger | Herb. | Nativa | 1 |
| <i>Heliotropium angiospermum</i> Murray | Herb. | Nativa | 72 |
| Convolvulaceae | | | |
| <i>Evolvulus nummularius</i> (L.) L. | Herb. | Nativa | 1 |
| Cucurbitaceae | | | |
| <i>Momordica charantia</i> L. | Herb. | Exótica | 24 |

Continua...

Tabela 8. Continuação

| | | | |
|------------------------------------------------|-------|---------|-------------|
| Cyperaceae | | | |
| <i>Lipocarpha micrantha</i> (Vahl) G.C. Tucker | Herb. | Nativa | 8 |
| <i>Cyperus</i> sp. | Herb. | NC | 1 |
| Euphorbiaceae | | | |
| <i>Euphorbia hirta</i> L. | Herb. | Nativa | 6 |
| <i>Euphorbia hyssopifolia</i> L. | Herb. | Nativa | 14 |
| Fabaceae | | | |
| <i>Macropitilium lathyroides</i> (L.) Urb. | Herb. | Nativa | 309 |
| Lamiaceae | | | |
| <i>Hyptis obtusata</i> Benth. | Herb. | - | 70 |
| <i>Mesosphaerum</i> sp. | Herb. | Nativa | 20 |
| Linderniaceae | | | |
| <i>Lindernia crustacea</i> (L.) F. Muell. | Herb. | Nativa | 612 |
| <i>Lindernia diffusa</i> (L.) Wettst. | Herb. | Nativa | 99 |
| Lythraceae | | | |
| <i>Ammannia latifolia</i> L. | Herb. | Nativa | 82 |
| Melastomataceae | | | |
| <i>Leandra</i> sp. | Arb. | Nativa | 1 |
| Onagraceae | | | |
| <i>Ludwigia hyssopifolia</i> (G.Don) Exell | Herb. | Nativa | 453 |
| Oxalidaceae | | | |
| <i>Oxalis</i> sp. | Herb. | Nativa | 27 |
| Phyllanthaceae | | | |
| <i>Phyllanthus</i> sp. | Herb. | NC | 18 |
| Plantaginaceae | | | |
| <i>Stemodia maritima</i> L. | Herb. | Nativa | 34 |
| Poaceae | | | |
| <i>Eragrostis ciliaris</i> (L.) R.Br. | Herb. | Exótica | 23 |
| <i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn. | Herb. | Exótica | 1 |
| <i>Panicum</i> sp. 1 | Herb. | NC | 22 |
| <i>Panicum</i> sp. 2 | Herb. | NC | 18 |
| Poaceae 1 | Herb. | NC | 23 |
| Rubiaceae | | | |
| <i>Mitracarpus</i> sp. | Herb. | Nativa | 19 |
| Solanaceae | | | |
| <i>Solanum americanum</i> Mill. | Herb. | Nativa | 463 |
| <i>Solanum</i> sp. | Herb. | - | 89 |
| Indeterminadas (n=15) | Herb. | - | 291 |
| Total | | | 4127 |

Em que: Herb = herbáceas; Arb. = arbustos; NC = Não classificadas; Np=número de plântulas.

A densidade foi de 3302 plântulas por m², distribuídas entre herbáceas e arbustos. Nas bandejas controle, com vermiculita, não houve emergência de plântulas durante todo o tempo

em que o experimento foi mantido na casa de vegetação. Em relação às famílias, destacaram-se, em termos de espécie, Asteraceae (12,96%) e Poaceae (9,26%); em termos de plântulas, Asteraceae (28,74%), Linderniaceae (17,23%), Solanaceae (11,22%), Onagraceae (10,98%) e Fabaceae (7,49%). As demais famílias obtiveram percentuais de plântulas menores que 2,05%.

Nota-se que não foi registrada a ocorrência de espécies arbóreas no banco de sementes e esse resultado pode estar relacionado a diversos fatores, como o histórico de uso do solo, a distância de fontes de propágulos e às constantes inundações que ocorrem na área. A área, anterior ao início do processo de restauração, foi destinada ao cultivo de cana-de-açúcar e, posteriormente, à pastagem, comprometendo a oferta de sementes no banco do solo, devido ao processo de degradação que ocorrem durante o desenvolvimento dessas atividades. Estudos comprovam que quanto mais explorada uma área for, especialmente, por atividades agropecuárias, maior a exaustão do solo em termos de fonte de sementes (MARTINS; ENGEL, 2007; WILSON et al., 2016).

Estudo realizado por Schorn et al. (2013), avaliando a composição e similaridade do banco de sementes no solo em três áreas com diferentes históricos de cobertura do solo (floresta nativa remanescente, área com extração recente de Pinus e reflorestamento de Pinus) encontrou a predominância de espécies herbáceas, e as famílias mais abundantes foram, nos três ambientes, Asteraceae, Poaceae e Cyperaceae. Cerón (2015), estudando a importância da dispersão e persistência de sementes no banco do solo e na dinâmica de regeneração da comunidade vegetal em diferentes sistemas de restauração da floresta estacional semidecidual, observou também a predominância de espécies herbáceas (83% e 73%) no banco de sementes em todos os sistemas de restauração; apenas quatro espécies lenhosas foram registradas em uma das áreas.

Na restauração, os bancos de sementes do solo são os estoques de reposição da vegetação que anteriormente ocupava aquela área e são, dessa forma, um dos fatores limitantes na tentativa de promover o restabelecimento de comunidades de plantas que existiam no estado original (MARTINS; ENGEL, 2007; LU et al., 2010; JACQUEMYN et al., 2011).

Outro fator que pode favorecer a extinção de sementes de espécies arbóreas no banco do solo é a ausência de remanescentes florestais no seu entorno, que no caso, seriam a fonte de propágulos para esse ecossistema. Isso ocorre porque a fragmentação, além de modificar o microclima, causando mudanças físicas e ecológicas na vegetação (floração e frutificação), também aumenta as taxas de isolamento e mortalidade das árvores, e interfere no padrão de

dispersão de algumas espécies (LAURANCE et al., 2002; PIZO; VIEIRA, 2004). Na Amazônia, estudos concluíram que quanto menor o fragmento (< 100 ha), a situação ainda é pior em relação à densidade e composição florística do banco de sementes (SOUZA et al., 2017).

4. CONCLUSÕES

O manejo adaptativo com a abertura do dossel ocasionou o aumento de luminosidade no sub-bosque da área e, desta forma, maior abundância de indivíduos recrutados no componente regenerante nas classes que receberam manejo.

No entanto, o banco de sementes do solo evidenciou a ausência de indivíduos arbóreos, sendo este um fator limitante para a regeneração nessa área. Dessa forma, sugere-se que seja realizado o monitoramento periódico e, caso não seja observada a chegada de novos propágulos, deve-se realizar enriquecimento com espécies de estágio sucessional mais avançado e, adaptadas para as condições locais, a fim de evitar o declínio do ecossistema, visto que as espécies que o compõem atualmente são espécies de sucessão inicial e, logo, com ciclo de vida curto.

5. REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, D. S. **Alguns princípios de sucessão natural aplicados ao processo de recuperação**. In: Recuperação ambiental da Mata Atlântica [online].3º ed. Revista e ampliada, Editus: Ilhéus, BA, 2016, 200p.
- AMARAL, D. D. et al. **Campos e florestas das bacias dos rios Atua e Anajás, Ilha de Marajó**. Belém. Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém. 2007.
- AMIR, A. A. Canopy gaps and the natural regeneration of Matang mangroves. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 269, p. 60 – 67, 2012.
- ARAÚJO, G. B. **O potencial facilitador da espécie *Ziziphus joazeiro* Mart. (Rhamnaceae) em um ambiente semiárido do nordeste brasileiro**. 2014. 66 f. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos) - Universidade Federal de Alagoas, Maceió.
- ARONSON, J. et al. Are socioeconomic benefits of restoration adequately quantified? A meta-analysis of recent papers (200-2008) in Restoration Ecology and 12 other scientific journals. **Restoration Ecology**, Malden, v. 18, n. 2, p. 143-154, 2010.
- ASSIS, G. B. et al. Uso de espécies nativas e exóticas na restauração de matas ciliares no estado de São Paulo (1957 - 2008). **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 37, n. 4, p. 599-609, 2013.

APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, Londres, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016.

BARATELLI, T. G. **Estudo das propriedades alelopáticas vegetais: investigação de substâncias aleloquímicas em *Terminalia catappa* L. (Combretaceae)**. 2006. 199 f. Tese (Doutorado em Química de Produtos Naturais) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

BAZZAZ, E. A.; PICKETT, S. T. A. Physiological ecology of tropical succession: A comparative review. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 11, p. 287-310, 1980.

BONANOMI, G.; INCERTI, G.; MAZZOLENI, S. Assessing occurrence, specificity, and mechanisms of plant facilitation in terrestrial ecosystems. **Plant Ecology**, Oxford, v. 212, n. 11, p.1777–1790, 2011.

BORN, J. Differing life history characteristics support coexistence of tree soil generalist and specialist species in tropical rain forests. **Biotropica**, Washington, v. 46, n. 1, p. 58-68, jan. 2014.

BOUDREAULT, C. et al. Canopy openings created by partial cutting increase growth rates and maintain the cover of three *Cladonia* species in the Canadian boreal forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 304, p. 473-481, set.2013.

BRAZ, M. S. S. **Morfologia, germinação e produção de mudas de leguminosas arbóreas ocorrentes na Mata do Pau-Ferro, Areia – Paraíba**. 2007. 128 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal da Paraíba, Areia, Paraíba.

CAMPOS, R. P. **Espécies lenhosas pioneiras apresentam diferentes potenciais de facilitação da regeneração natural em pastagens abandonadas?** 2010. 45 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

CARIM, M. J. V.; JARDIM, M. A. G.; MEDEIROS, T. D. S. Composição florística e estrutura de floresta de várzea no município de Mazagão, Estado do Amapá, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 36, n.1, p.191-201, 2008.

CARVALHO, N.M.; NAKAGAWA, J. **Sementes: ciência tecnologia e produção**. 4 ed. Jaboticabal: FUNEP, 2000. 588p.

CERÓN, D. E. V. **Chuva e banco de sementes do solo em diferentes sistemas de restauração ecológica da floresta estacional semidecidual**. 2015. 143 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Faculdade de Ciências Agrônômicas da Unesp, Botucatu, São Paulo.

CHIMERA, C. G.; DRAKE, D. R. Patterns of seed dispersal and dispersal failure in a Hawaiian dry forest having only introduced birds. **Biotropica**, Washington, v. 42, n. 4, p. 493-502, 2010.

CNIP - **Centro Nordestino de Informações sobre Plantas**, Associação Plantas do Nordeste - APNE, 2012.

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

COSTA, V. B. S. et al. Indicadores Anatômicos Foliareos Como Estratégias de Defesa Contra Elevada Incidência Luminosa. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s.l.], v. 2, p. 349-364, 2011.

CROUZEILLES, R. et al. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. **Nature Communications**, New York, v. 7, 2016.

D'OLIVEIRA, M. V. N; RIBAS, L. A. Forest regeneration in artificial gaps twelve years after canopy opening in Acre State Western Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, n. 11, p. 1722-1731, jun. 2011.

DALLING, J. W.; HUBBELL, S. P. Seed size, growth rate and gap microsites conditions as determinants of recruitment success for pioneer species. **Journal of Ecology**, London, v. 90, p. 557-569, 2002.

DARONCO, C. **Atributos funcionais de espécies arbóreas e a facilitação da regeneração natural em plantios de mata ciliar**. 2013. 79 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP, Botucatu, São Paulo, 2013.

DENSLOW, J. W. Gap partitioning among tropical rain forest trees. **Biotropica**, Washington, v. 12, n. 1, p. 47-55, 1980.

DUCLOS, V.; BOUDREAU, S.; CHAPMAN, C. A. Shrub cover influence on seedling growth and survival following logging of a tropical forest. **Biotropica**, Washington, v. 45, n. 4, p. 419-426, jul. 2013.

DURIGAN, G.; SILVEIRA, E. A.; MELO, A. C. G. Desbaste em plantio de restauração de mata ciliar. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. R. **Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas**. São Paulo, SP: Páginas & Letras Editora, 2014. p. 23-27.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. p.1-26.

FRAZER, G.; CANHAM, C.; LERTZMAN, K. 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. **Program**, p. 36, 1999.

GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R. Permeability - impermeability: canopy trees as biodiversity filters. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 4, jul. 2007.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 55, n. 4, p. 753-767, 1995.

GOLOS, J.P.; DIXON, W. K. Waterproofing topsoil stockpiles minimizes viability decline in the soil seed bank in an arid environment. **Restoration Ecology**, Malden, v. 22, n. 4, p. 495-501, 2014.

GONZÁLEZ, G. et al. A canopy trimming experiment in Puerto Rico: The response of litter decomposition and nutrient release to canopy opening and debris deposition in a subtropical wet forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 332, p. 32-46, nov. 2014.

GUARATINE, M. T. G. et al. Composição florística da reserva municipal de Santa Genebra, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 31, n. 2, p. 323-337, 2008.

GUERIN, N. **Impacto da invasão e mecanismos de regeneração natural do cerradão em áreas ocupadas por *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon (Dennstaedtiaceae) no sudoeste do Estado de São Paulo**. 2010. 84 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

GUITET, S. et al. Impacts of logging on the canopy and the consequences for forest management in French Guiana. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 277, p. 124-131, ago. 2012.

GUSTAFSSON, M. et al. Life history traits predict the response to increased light among 33 tropical rainforest tree species. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 362, n.15, p. 20- 28, fev. 2016.

HOBBS, R. J.; JENTSCH, A.; TEMPERTON, V. M. Restorations as a process of assembly and succession mediated by disturbance In: WALKER, J.R.; WALKER, J. HOBBS, R.J. (Eds.). **Linking restoration and ecological succession**. New York: Springer, 2007. p. 150-167.

HOBBS, R. J.; RICHARDSON, D. M. Invasion ecology and restoration ecology: Parallel evolution in two fields of endeavour. In: RICHARDSON, D. M. (Ed.). **Fifty years of invasion ecology: The Legacy of Charles Elton**. Oxford: Blackwell Publishing, 2011. p. 61-69.

HOLL, K. D. Tropical forest restoration. In. VAN ANDEL, J.; ARONSON, J. (Eds.). **Restoration Ecology**, Blackwell Publishing, Malden, MA, 2012. p. 103-114.

HOMEM, M. N. G. **Padrões fenológicos em ecossistemas em processo de restauração e em fragmento florestal vizinho**. 2011. 113 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu/SP.

HUGHES, F.; VITOUSEK, P. M. Barriers to shrub reestablishment following fire in seasonal submontane woodland in Hawaii. **Oecologia**, Berlin, v. 93, n. 4, p. 557-563, 1993.

JACQUEMYN, H. et al. Management effects on the vegetation and soil seed bank of calcareous grasslands: an 11-year experiment. **Biological Conservation**, Essex, v. 144, n. 1, p. 416-422, 2011.

JARDIM, F. C. S.; SERRÃO, D. R.; NEMER, T. C. Efeito de diferentes tamanhos de clareiras, sobre o crescimento e a mortalidade de espécies arbóreas, em Moju-PA. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 37, n. 1, 2007.

KAUANO, E. E. et al. Micro- and meso-scale factors affect the restoration of Atlantic Forest. **Natureza & Conservação**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 2, p. 145-151, 2013.

LAURANCE, W. F. S. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, Boston, v. 16, n. 3, p. 605-618, jun. 2002.

LEÃO, T.C.C. et al. 2011. **Espécies exóticas invasoras no nordeste do Brasil: contextualização, manejo e políticas públicas**. Cegan, 101p.

LEMES, E. Q.; LOPES, J. C. Temperaturas cardinais para germinação de sementes e desenvolvimento de plântulas de Paineira. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 40, n. 94, p. 179-186, jun. 2012.

LIMA, R. A. F. Estrutura e regeneração de clareiras em florestas pluviais tropicais. **Revista Brasileira Botânica**, São Paulo, v. 28, n. 4, p.651-670, out. 2005.

LIN, N. et al. Long-term effects of canopy opening and liming on leaf litter production, and on leaf litter and fine-root decomposition in a European beech (*Fagus sylvatica* L.) forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 338, p.183-190, fev. 2015.

LIU, M. et al. The role of soil seed banks in natural restoration of the degraded Hunshandak Sandlands, Northern China. **Restoration Ecology**, Malden, v. 17, n. 1, p. 127-136, 2009.

LU, Z. J. et al. Can the soil seed bank contribute to revegetation of the drawdown zone in the Three Gorges Reservoir Region? **Plant Ecology**, Oxford, v. 209, n.1, p.153-165, 2010.

MARTINS, A. M.; ENGEL, V. L. Soil seed banks in tropical forest fragments with different disturbance histories in southeastern Brazil. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 31, n. 3, p.165-174, nov./2007.

MARTINS, S. V. et al. Caracterização do dossel e do estrato de regeneração natural no sub-bosque e em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 32, n. 4, ago. 2008.

MARTINS, S.V. **Aspectos da dinâmica de clareiras em uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP**. 1999. 215 f. Tese (Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

MELO, A. C. G. Atributos de espécies arbóreas e a facilitação da regeneração natural em plantio heterogêneo de mata ciliar. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 43, n. 106, p.333-344, jun. 2015.

MOURA, C., CAMARGO, T.C.C. NOVAES, L.L., MAGENTA, M.A.G & PASTORE, J.A. Espécies exóticas ocorrentes na restinga da Barra do Una, 49 Estação Ecológica Juréia-Itatins (AP 106) In: **VIII Convención Internacional sobre Medio Ambiente y Desarrollo**, 2011, Havana, Cuba. VII Congreso de Áreas protegidas. v. 1, p. 1–10. 2011.

MULLER-DOMBOIS, D.; ELLEMBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1974.

NASCIMENTO, A. R. T.; FAGG, J. M. F.; FAGG, C. W. Canopy openness and LAI estimates in two seasonality deciduous forest on limestone outcrops in central Brazil using hemispherical photographs. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 31, p. 167-176, fev. 2007.

NUTTLE, T. et al. Assembly rules and ecosystem restoration: where to from here? In: TEMPERTON et al. **Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice**. Washginton: Island Press, 2004. p. 410- 421.

O'DONNELL, J.; FRYIRS, K. A.; LEISHMAN, M. R. Seed banks as a source of vegetation regeneration to support the recovery of degraded rivers: a comparison of river reaches of varying condition. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 542, n. 1, p. 591-602, 2016.

PIJL, L. V. D. **Principles of dispersal in higher plants**. 3. ed. New York: Springer-Verlag, 1982.

PIZO, A. M.; VIEIRA, E. M. Granivorous birds as potentially important post: dispersal seed in a Brazilian forest fragment. **Biotropica**, Washington, v. 36, n. 3, p. 417-423, 2004.

PLUE, J.; PRIMOS, S. A. O. Temporal dispersal in fragmented landscapes. **Biological Conservation**, Essex, v. 160, p. 250 – 262, abr. 2013.

PORTELA, R. C. Q.; SILVA, I. L.; PINÃ-RODRIGUES, F. C. M. Crescimento inicial de mudas de *Clitoria fairchildiana* Howard e *Peltophorum dubium* (Spreng) Taub em diferentes condições de sombreamento. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 11, n. 2, p. 163-170.

PRACH, K. et al. Manipulation of succession. In: WALKER, L. R.; WALKER, J.; HOBBS, R. J. (Eds.). **Linking restoration and ecological succession**. New York: Springer, 2007. p. 121-149.

REN, J. Y.; KADIR, A.; YUE, M. The role of tree-fall gaps in the natural regeneration of birch forests in the Taibai Mountains. **Applied Vegetation Science**, [s.l.], v. 18, n. 1, p. 64-74, Jan./2015.

RICHARDSON, D.M.; REJMÁNEK, M. Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 17, n. 1, p. 788-809, 2011.

ROMELL, E. et al. Artificial canopy gaps in a *Macaranga spp.* dominated secondary tropical rain forest effects on survival and above ground increment of four under-planted dipterocarp species. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 255, n. 5, p. 1452-1460, abr. 2008.

ROZENDAAL, D. M. A.; HURTADO, V. H.; POORTE, L. Plasticity in leaf traits of 38 tropical tree species in response to light; relationships with light demand and adult stature. **Functional Ecology**, Oxford, v. 20, n. 2, p. 207-216, abr. 2006.

SALES JÚNIOR, J. A. S. **Avaliação do sistema radicular de árvores de reflorestamentos utilizados para reabilitação de área de empréstimo na Ilha da Madeira-RJ**. 2011. 49 f. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

SCHORN, L. A.; FENILLI, T. A. B.; KRIEGER, A.; PELLENS, G. C.; BUDAG, J. J.; NADOLNY, M.C. Composição do banco de sementes no solo em áreas de preservação permanente sob diferentes tipos de cobertura. **Floresta**, Curitiba, v. 43, n. 1, p. 49 -58, 2013

SENÉCAL, J. F.; FRÉDÉRIK, D.; MESSIER, C. Management implications of varying gap detection height thresholds and other canopy dynamics processes in temperate deciduous forests. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 410, p. 84-94, fev. 2018.

SILVA, F. R. et al. The restoration of tropical seed dispersal networks. **Restoration Ecology**, Malden, v. 23, n. 6, p. 852–860, nov. 2015.

SILVA, J. N. M. The behaviour of the tropical rain forest of the Brazilian amazon after logging. 1989, 302 f. (Doctor Thesis) - University of Oxford, Oxford, 1989.

SOARES, A. A. V. Influence of ecological group composition, plantation spacing and arrangement in the restoration of riparian forest on reservoir shores. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 4, p. 1107-1118, dez. 2016.

SOBRAL, M. et al. **Myrtaceae in Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2015. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil>

SOUZA, T. R. et al. The effect of forest fragmentation on the soil seed bank of Central Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 393, n. 1, p. 105-112, jun. 2017.

SONG, X. et al. Snow damage to the canopy facilitates alien weed invasion in a subtropical montane primary forest in southwestern China. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 391, p. 275-281, mai. 2017.

SUGANUMA, M. S. Comparando metodologias para avaliar a cobertura do dossel e a luminosidade no sub-bosque de um reflorestamento e uma floresta madura. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 32, n. 2, p. 377-385, 2008.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, The Hague, v. 75, p. 81-86, 1988.

TEMPERTON, V. M.; HOBBS, R. J. The search for ecological assembly rules and its relevance to restoration ecology. In: TEMPERTON, V. M. et al. (Eds.). **Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice**. New York: Island Press, 2004. p. 34-53.

THOMSON, L. A. J.; EVANS, B. *Terminalia catappa* (tropical almond), ver. 2.2. In: ELEVITCH, C.R. (Ed.). **Species profiles for pacific Island agroforestry**: permanent agriculture resources (PAR), 2006. Disponível em: <<http://www.traditionaltree.org>>

UHL, C. et al. Studies of Ecosystem Response to Natural and Anthropogenic Disturbances Provide Guidelines for Designing Sustainable Land-Use Systems in Amazonia. In **Alternatives to Deforestation: Steps Toward Sustainable Use of the Amazon Rain Forest** (ed. A. Anderson). Columbia University Press, New York, 1990.

VIANI, R. A. G., DURIGAN, G.; MELO, A. C. G. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 20, n. 3, p. 533-552, 2010.

WANG, G.; LIU, F. The influence of gap creation on the regeneration of *Pinus tabuliformis* planted forest and its role in the near-natural cultivation strategy for planted forest management. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 262, p. 413-423, 2011.

WHITMORE, T. C. Gaps in the forest canopy. In: TOMLINSON, Zimmerman. **Tropical trees as living systems**. London, Cambridge Univ. Press, 1996. p. 639-55.

WILSON, M. C. et al. Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 31, n. 2, p. 219–227, fev. 2016.

ZANETTE, V. C. et al. *Mimosa scabrella* Benth. (Fabaceae) enhances the restoration in coal mining areas in the Atlantic Rainforest. **Cerne**, Lavras, v. 23, n.1, jan. 2017.

ZENNI, R. D.; ZILLER, S. R. An overview of invasive plants in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Carlos, v. 34, n. 3, set. 2011.

CAPÍTULO 3

PERCEPÇÃO DOS MORADORES LOCAIS SOBRE A RESTAURAÇÃO FLORESTAL

RESUMO

Na restauração, ainda é comum o fracasso dos plantios ou da manutenção dessas áreas devido à ausência de conscientização sobre a sua importância e a falta da participação comunitária, fazendo-se necessário considerar a percepção da população local. O presente estudo teve por objetivo avaliar a percepção dos moradores locais sobre a restauração florestal conduzida em áreas localizadas no entorno das comunidades. O estudo foi realizado na Zona da Mata Norte de Pernambuco, no município de Timbaúba, nas comunidades rurais do Engenho Boa Vista (EBV) e Engenho Cumbe (EC). Foram realizadas entrevistas semiestruturadas que contemplaram três temas centrais: caracterização socioeconômica dos moradores das comunidades, percepção sobre questões ambientais e percepção sobre a restauração florestal. Na EC, todos os moradores entrevistados apontaram o plantio de restauração como fonte da madeira utilizada como lenha em suas residências e, 55,5% disseram que também exploravam os fragmentos da comunidade. Investigando a percepção dos moradores em relação ao meio ambiente, registrou-se que 91,7% e 100,0% dos entrevistados das comunidades EBV e EC, respectivamente, consideraram as florestas importantes, enquanto, aproximadamente, 8,3% na EBV disseram que as florestas não eram importantes. Quando questionados se havia ocorrido alguma mudança na paisagem da comunidade durante o tempo em que lá estavam, na EBV, 91,7% dos entrevistados responderam que sim e 100% disseram que as principais mudanças ocorreram após o início da restauração da área. Entre as principais mudanças, destacaram-se mudança física (aumento de área verde), melhoria do clima e o retorno de animais, principalmente pássaros e cobras. Na EC, 66,7% dos entrevistados disseram ter observado diferenças na paisagem e para 66,7% essas mudanças ocorreram após a implantação do processo de restauração. Os serviços de regulação e provisão foram os mais citados entre os entrevistados quando questionados sobre os benefícios promovidos pela restauração das áreas para as comunidades. Na opinião de 100% dos entrevistados da comunidade EBV a implantação do projeto de restauração trouxe benefícios para a população, sendo os mais importantes: a melhoria do clima (100%), refúgio de animais (41,7%) e o embelezamento da paisagem (41,7%). Na comunidade EC, 66,6% dos entrevistados afirmaram que o plantio trouxe benefícios para a comunidade, destacando-se a melhoria do clima (100%), regulação do nível e da temperatura da água do rio (83,3%) e o embelezamento da paisagem (33,3%). A área de restauração foi visitada por 88,9% dos entrevistados da EBV para diversos fins, sendo os principais: acesso para o canal ao lado da área (44,4%), corte de lenha (22,2%), recreação (22,2%) e para atividades agropecuárias (11,1%). Na comunidade EC, 100% dos entrevistados visitaram a área em restauração, sendo a principal finalidade o uso do rio para a realização de atividades domésticas e banho (100%). Além disso, 77,7% dos entrevistados disseram retirar lenha do plantio, e 66,6% responderam que utilizavam a área para recreação. Os moradores das comunidades rurais apresentam uma boa percepção sobre aspectos ambientais, como a importância das florestas e sua conservação, e também sobre os serviços ecossistêmicos produzidos pela restauração florestal das áreas inseridas nas comunidades. Mesmo assim, algumas ações realizadas pelos moradores podem estar interferindo negativamente no processo, como no processo de regeneração natural. Recomendam-se práticas de extensão rural e educação ambiental para promover uma consciência sustentável em relação a exploração dos recursos naturais, especialmente em ecossistemas sob processo de restauração florestal.

Palavras-chave: Serviços ecossistêmicos; Bem estar humano; Degradação ambiental.

ABSTRACT

In the restoration, it is still common the failure of the plantations or the maintenance of these areas due to the lack of awareness about their importance and the lack of community participation, making it necessary to consider the perception of the local population. The objective of this study was to evaluate the perception of local residents on forest restoration conducted in areas located in the communities. The study was carried out in the Zona Norte Mata de Pernambuco, in the municipality of Timbaúba, in the rural communities of Engenho Boa Vista (EBV) and Engenho Cumbe (EC). The interviews were carried out through the application of semistructured questionnaires that covered three central themes: socioeconomic characterization of community dwellers, perception about environmental issues and perception about forest restoration. In the EC, all the residents interviewed pointed out restoration planting as a source of firewood used in their homes, and 55.5% said they also explored the fragments of the community. Investigating the inhabitants' perception regarding the environment, 91.7% and 100.0% of the interviewees of the EBV and EC communities, respectively, considered forests to be important, while approximately 8.3% of EBV they said the forests were not important. When asked if there had been any change in the community landscape during their time in EBV, 91.7% of the respondents answered that yes and 100% said that the main changes occurred after the beginning of the restoration of the area. Among the main changes were physical change (increase of green area), improvement of the climate and the return of animals, mainly birds and snakes. In the EC, 66.7% of the respondents said they observed differences in the landscape and for 66.7% these changes occurred after the restoration process was implemented. The services of regulation and provision were the most cited among respondents when questioned about the benefits promoted by the restoration of the areas to the communities. In the opinion of 100% of the interviewees of the EBV community the implementation of the restoration project brought benefits to the population, being the most important: the improvement of the climate (100%), animal shelter (41.7%) and scenic beauty (7%). In the EC community, 66.6% of the interviewees stated that the planting brought benefits to the community, highlighting the improvement of the climate (100%), regulation of the level and temperature of the river water (83.3%) and beauty (33.3%). The restaurant area was visited by 88.9% of EBV respondents for various purposes, with the main ones being: access to the sugar cane next to the area (44.4%), logging (22.2%), recreation (22.2%) and for agricultural activities (11.1%). In the EC community, 100% of the interviewees visited the area in restoration, the main purpose being the use of the river to perform domestic activities and bathing (100%). In addition, 77.7% of the respondents said to withdraw firewood from the plantation, and 66.6% said they used the recreation area. Residents of rural communities have a good perception of environmental aspects, such as the importance of forests and their conservation, as well as the ecosystem services produced by the forest restoration of the areas inserted in the communities. Even so, some actions performed by the residents may be interfering negatively in the process, as in the process of natural regeneration. Rural extension and environmental education practices are recommended to promote a sustainable awareness of the exploitation of natural resources, especially in ecosystems under forest restoration process.

Keywords: Ecosystem services; Human well-being; Ambiental degradation.

1. INTRODUÇÃO

A Restauração Florestal é o processo pelo qual procura-se restabelecer em um ecossistema que foi degradado a recuperação da sua integridade ecológica, incluindo um nível mínimo de biodiversidade e de variabilidade na estrutura e funcionamento dos processos ecológicos, considerando seus valores ecológicos, econômicos e sociais (SER, 2004).

Os processos ecológicos, resultantes das interações biológicas, ocorrem nos ecossistemas, garantindo, além da sobrevivência das espécies, a capacidade de prover serviços que satisfaçam direta e indiretamente as necessidades do homem. Esses serviços são chamados de serviços ecossistêmicos e são indispensáveis para o bem-estar humano (MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT - MA, 2005), estando dentre os inúmeros benefícios proporcionados pela restauração, especialmente, para as comunidades locais, que se beneficiam diretamente dos serviços (DERISSEN; LATACZ-LOHMANN, 2013).

A degradação ambiental resultante das ações antrópicas, no entanto, tem sido uma ameaça constante aos ecossistemas florestais e, logo, à prestação de serviços gerados. No contexto da restauração, ainda é comum o fracasso dos plantios ou da manutenção dessas áreas devido à ausência de conscientização sobre a sua importância e à falta da participação comunitária, fazendo-se necessário considerar a percepção da população local. Segundo Aronson, Durigan e Brancalion (2011), a falta da adequada inserção da restauração no contexto socioeconômico e político é um problema global e que persiste gerando grandes lacunas entre a ciência e a prática. Desta forma, considerar o contexto local é extremamente importante para a gestão integrada dos recursos naturais e para o planejamento e execução de projetos de restauração que conciliem o desenvolvimento agrícola com a preservação da natureza (BENTES; GAMA, 2009).

As inter-relações do ser humano com o meio ambiente seja individual ou comunitariamente, e suas expectativas, julgamentos e condutas podem ser conhecidas a partir dos estudos de percepção. As percepções de membros de um grupo cultural ou social podem ser avaliadas por meio de uma abordagem êmica, em que procura-se entender determinada cultura com base nela própria, a partir do ponto de vista dos membros dessa comunidade (ROSA; OREY, 2012).

Diante do exposto, o presente estudo teve por objetivo avaliar a percepção dos moradores locais sobre a restauração florestal conduzida em áreas localizadas no entorno das comunidades.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Descrição das comunidades rurais

O estudo foi realizado na Zona da Mata Norte de Pernambuco, no município de Timbaúba, nas comunidades rurais do Engenho Boa Vista (EBV) e Engenho Cumbe (EC), pertencentes à Usina Cruangi, com coordenadas geográficas de 7°26'31''S e 35°22'42''W. De acordo com Köppen o clima é classificado como As' (ALVARES et al., 2013), subtropical úmido e quente. A precipitação média anual é de 1.494 mm, distribuída, principalmente, entre os meses de abril a agosto, e temperatura média anual de 25,0°C (OLIVEIRA, 2014).

A comunidade Engenho Boa Vista localiza-se cerca de 10 km da sede do município de Timbaúba, sendo formada por 15 famílias, e a comunidade Engenho Cumbe dista 6 km da sede, composta por 12 famílias. Ambas as comunidades são constituídas, predominantemente, por agricultores que trabalhavam na usina e que atualmente trabalham em outras usinas da região ou como autônomos em atividades agropecuárias (Figura 1).

Figura 1. Localização das comunidades Engenho Boa Vista (EBV) e Engenho Cumbe (EC) e das respectivas áreas em processo de restauração, localizadas no município de Timbaúba, PE.



Inseridas no mesmo contexto de paisagem, atualmente as comunidades são circundadas por áreas de cultivo de cana-de-açúcar abandonadas, algumas em processo inicial de sucessão natural, e a presença de fragmentos é escassa. A comunidade Engenho Cumbe é suprida por um rio que está localizado dentro da área em restauração, com livre acesso pela população, uma vez que a área não é cercada. A área em restauração da comunidade Engenho Boa Vista também não estava isolada, sendo frequente o acesso dos moradores. Nessa comunidade não há rios no seu entorno.

2.2. Entrevistas semiestruturadas

As entrevistas semiestruturadas contemplaram três temas centrais: caracterização socioeconômica dos moradores das comunidades, percepção sobre questões ambientais e percepção sobre a restauração florestal (Tabela 1).

As perguntas foram aplicadas por meio de conversa informal com os moradores, de forma que os mesmos se sentissem à vontade para expor suas opiniões, com duração, em média, de 30 minutos. Buscou-se realizar um censo para a aplicação das entrevistas, no entanto tiveram moradores que não quiseram participar da pesquisa, totalizando 12 entrevistas realizadas na comunidade Engenho Boa Vista e nove na comunidade Engenho Cumbe.

Cada morador, ao concordar em participar da entrevista, assinou um Termo de Consentimento Livre e Esclarecido, contemplando aspectos éticos de pesquisas estabelecidos pelo Conselho Nacional de Saúde (Comitê de Ética em Pesquisa, 21 Resolução nº 196/96). Os dados obtidos foram analisados pela abordagem qualitativa e quantitativa no programa Excel.

Tabela 1. Temas centrais das entrevistas realizadas com os moradores das comunidades rurais Engenho Boa Vista e Engenho Cumbe localizados no município de Timbaúba, PE

| | Temas centrais | Temas secundários |
|------------------------|------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Geral (44 questões) | Caracterização socioeconômica (18 questões) | Identificação Moradia Escolaridade Profissão Renda Produção agrícola Serviços prestados pela comunidade |
| | Percepção ambiental (14 questões) | Caracterização da paisagem local Importância e conservação das florestas locais Legislação e Áreas de Preservação Permanente Serviços ecossistêmicos |
| | Percepção sobre a Restauração (12 questões) | Conceitos Acesso à área restaurada e finalidade Benefícios da restauração para a comunidade Apoio aos projetos de restauração |

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As entrevistas foram realizadas com 12 moradores na comunidade EBV e com nove na EC, correspondendo, respectivamente, a 80% e 75% das famílias nas comunidades. Três moradores, representando suas famílias em ambas as comunidades não quiseram participar das entrevistas.

Na comunidade EBV, mais da metade dos entrevistados foram mulheres e 33,3% foram homens. Na EC, 77,8% dos entrevistados foram mulheres e 22,2% homens. Os moradores do sexo masculino que participaram das entrevistas eram aposentados ou desempregados e, por esses motivos, participaram da pesquisa. Em relação à escolaridade, na comunidade EBV, cerca de 82,0% dos moradores entrevistados tinham o ensino primário ou médio, ao contrário do observado na comunidade EC, em que 44,4% dos entrevistados eram analfabetos e apenas 11,1% tinham o ensino médio (Tabela 2).

Tabela 2. Caracterização socioeconômica dos entrevistados das comunidades rurais Engenho Boa Vista e Engenho Cumbe localizadas no município de Timbaúba, PE

| Comunidades | Sexo (%) | | Escolaridade (%) | | | |
|-------------|----------|-----------|------------------|----------|-------------|-------|
| | Feminino | Masculino | Analfabeto | Primário | Fundamental | Médio |
| EBV | 66,7 | 33,3 | 0,0 | 41,7 | 16,7 | 41,7 |
| EC | 77,8 | 22,2 | 44,4 | 22,2 | 22,2 | 11,1 |

Nas duas comunidades notou-se que quanto maior o nível de escolaridade do entrevistado, maior era o seu entendimento sobre questões mais específicas relacionadas ao meio ambiente ou à restauração florestal. No entanto, a maioria da população tinha baixa escolaridade, sendo os principais motivos o abandono da escola para se dedicar às atividades rurais, a constituição precoce de famílias e as dificuldades de acesso às escolas de ensino mais avançado. Estudo revelou que, considerando as pessoas com mais de 25 anos que vivem no meio rural, 26,3% têm escolaridade inferior a um ano e 46,7% apenas o ensino primário (NEY; HOFFMANN, 2009). De acordo com IBGE (2007), as regiões Norte (38%) e Nordeste (58%) concentram os maiores percentuais de produtores analfabetos ou sem nenhum ano de estudo.

A baixa escolaridade é um dos fatores que favorece a baixa renda mensal dos moradores das comunidades. Na EBV, 83,3% dos entrevistados não trabalhavam e 83,3% tinham renda mensal de apenas um salário mínimo. Na EC, 100% dos entrevistados não trabalhavam e 66,7% tinham renda mensal equivalente a um salário e 33,3% a dois salários. O baixo poder aquisitivo dessas comunidades reflete em outros aspectos socioambientais, como a utilização de lenha para o cozimento de alimentos e a prática de cultivos agrícolas nas propriedades como forma complementar de alimentação.

A forma de cozimento predominante nas comunidades foi a gás e a lenha, representada por 91,6% das famílias na EBV e 100% na EC. Na primeira comunidade, quando questionados sobre a procedência da madeira utilizada como lenha, 100% dos moradores disseram explorar os fragmentos no entorno e, 55,5% disseram retirar a lenha da área em

restauração. Na EC, todos os moradores entrevistados apontaram o plantio de restauração como fonte da madeira utilizada como lenha em suas residências e, 55,5% disseram que também exploravam os fragmentos da comunidade.

A lenha constitui um benefício florestal extremamente relevante para populações rurais, especialmente em países em desenvolvimento (VEDELD et al., 2007; MEIJAARD et al., 2013). Além do baixo poder aquisitivo, a facilidade de acesso às remanescentes florestais torna a utilização desse recurso florestal muito comum pelas comunidades rurais (LIMA et al., 2011; LUCENA et al., 2012). De acordo com Oliveira, Santos e Gomes (2013), a madeira é o principal produto obtido das florestas por comunidades que vivem no seu entorno, sendo utilizada para suprir diversas necessidades, como fonte de combustível, construção civil, delimitação de terrenos por meio de cercas e confecção de ferramentas.

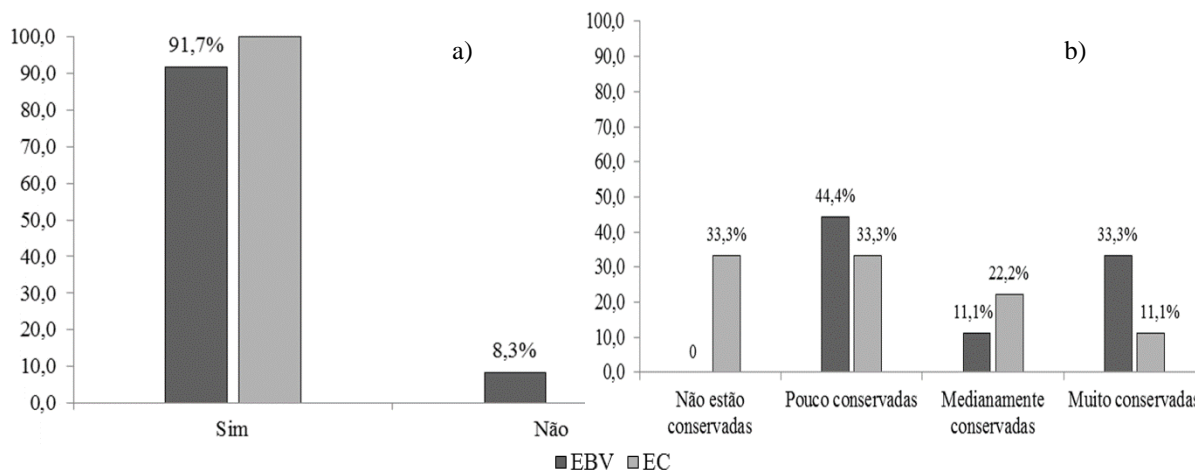
Na EBV mais de 83% tinham algum tipo de cultivo agrícola, sendo exclusivamente para subsistência. Da mesma forma, 66,7% dos entrevistados na EC tinham cultivos agrícolas em sua propriedade e para subsistência. As principais espécies utilizadas pelas comunidades eram mandioca (*Manihot esculenta*), milho (*Zea mays*), feijão (*Phaseolus vulgaris*) e hortaliças. Para todos os entrevistados, de ambas as comunidades, o solo pouco fértil é o principal agente limitante para o cultivo de mais espécies e em maior escala.

As variáveis gênero, renda, idade e educação são os principais fatores socioeconômicos adotados em estudos etnobiológicos, uma vez que podem influenciar na percepção das comunidades locais em relação ao meio ambiente, sendo amplamente úteis nesses estudos (XU et al., 2006; MARTINO, 2008; LIU; OUYANG; MIAO, 2010; VODOUHÊ et al., 2010).

Na opinião dos entrevistados não há oferta de serviços básicos como atendimento médico, rede de esgoto e coleta de lixo nas comunidades; todos os entrevistados disseram queimar ou descartar o lixo a céu aberto, justificando a elevada ocorrência de lixo nas áreas em restauração. Embora a queima de lixo e o descarte a céu aberto sejam comuns em comunidades rurais (ALCANTARA, 2010), isso pode trazer consequências negativas para o meio ambiente, especialmente, para os ecossistemas em estágio inicial de desenvolvimento, como os em processo de restauração.

Investigando a percepção dos moradores em relação ao meio ambiente, registrou-se que 91,7% e 100,0% dos entrevistados das comunidades EBV e EC, respectivamente, consideraram as florestas importantes, enquanto, aproximadamente, 8,3% na EBV disseram que as florestas não são importantes (Figura 2).

Figura 2. Importância das florestas e sua conservação na opinião dos moradores entrevistados (%) na comunidade engenho Boa Vista (a) e Engenho Cumbe (b), localizadas no município de Timbaúba, PE.



Todos os entrevistados que consideraram a importância das florestas, justificaram a resposta mencionando algum serviço produzido pelo ecossistema, destacando-se a oferta de água e a regulação climática. Esse comportamento é comum em estudos de percepção, onde os envolvidos associam a vegetação, especialmente a florestal, ao bem-estar humano (FAGERHOLM et al., 2012; MUHAMAD et al., 2014; KADRY; PIÑA-RODRIGUES; PIRATELLI, 2017).

No tocante ao estado de conservação das florestas inseridas nos limites das comunidades, segundo a opinião dos moradores, para 41,7% dos entrevistados da EBV as florestas estavam pouco conservadas, enquanto que para 33,3% elas estavam muito conservadas. Na EC, mais da metade dos entrevistados responderam que as florestas não estavam conservadas ou estavam pouco conservadas, e 11,1% disseram que as florestas estavam muito conservadas (Figura 2).

Ao serem questionados sobre a conservação das florestas, quase todos os entrevistados relacionaram a ocorrência de queimadas como agente de degradação das florestas, sendo capazes de distinguir um cenário degradado de um não degradado. Ainda nessa pergunta foi possível observar o conhecimento, mesmo que incipiente, de alguns entrevistados sobre certas leis ambientais, ao mencionarem que é crime ocasionar queimadas em florestas.

O entendimento dos entrevistados sobre a legislação foi confirmado na pergunta que abordou o conhecimento sobre legislação ambiental. Na EBV, aproximadamente, 75,0% dos entrevistados já ouviram sobre leis do meio ambiente e, a maioria (55,5%) complementaram as respostas com frases: “não cortar”, “não queimar” e “não prender pássaros”. Na EC, todos os entrevistados disseram ter ouvido sobre as leis ambientais, sendo que 33,3% mencionaram

o corte de madeira, 11,1%, a destinação incorreta dos resíduos sólidos e, 44,4% utilizaram o IBAMA como sinônimo de legislação ambiental.

Ainda sobre os conceitos relativos ao meio ambiente, 66,67% na EBV e 100% na EC, disseram não saber o que é Área Preservação Permanente; na EBV, apenas um entrevistado definiu APP como “área preservada que não pode cortar”. Quando questionados sobre o conceito de Restauração, 75,0% dos entrevistados da EBV disseram desconhecer o seu significado e 25,0% definiram o termo como “plantar árvores” e “preservar”. Na EC, 100% dos entrevistados desconheciam o significado de restauração (Tabela 2).

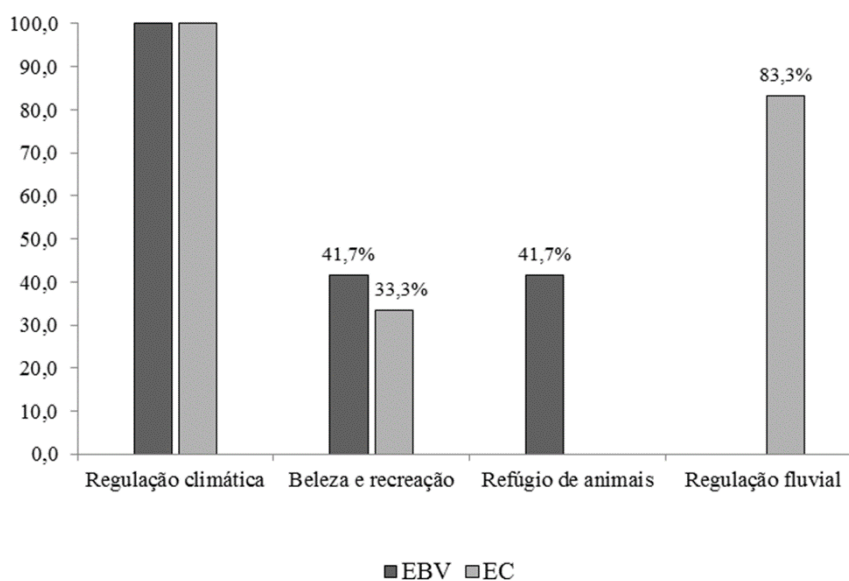
Quando questionados se havia ocorrido alguma mudança na paisagem da comunidade durante o tempo em que lá estavam, na EBV, 91,7% dos entrevistados responderam que sim e 100% disseram que as principais mudanças ocorreram após o início da restauração da área. Entre as principais mudanças, destacaram-se mudança física (aumento de área verde), melhoria do clima e o retorno de animais, principalmente pássaros e cobras. Na EC, 66,7% dos entrevistados disseram ter observado diferenças na paisagem e para 66,7% essas mudanças ocorreram após a implantação do processo de restauração.

Tabela 3. Conhecimento sobre Legislação, Área de Preservação Ambiental e Restauração dos moradores entrevistados das comunidades rurais Engenho Boa Vista (EBV) e Engenho Cumbe (EC), localizadas no município de Timbaúba, PE

| Questões | EBV (%) | | EC (%) | |
|---------------------------------------------|---------|------|--------|-------|
| | Sim | Não | Sim | Não |
| Conhece alguma lei sobre o meio ambiente? | 75,0 | 25,0 | 100,0 | 0,0 |
| Sabe o que é Área de Preservação Ambiental? | 33,3 | 66,6 | 0,0 | 100,0 |
| Sabe o que é Restauração? | 25,0 | 75,0 | 0,0 | 100,0 |

Os serviços de regulação e provisão foram os mais citados entre os entrevistados sobre os benefícios promovidos pela restauração das áreas para as comunidades. Na opinião de 100% dos entrevistados da comunidade EBV a implantação do projeto trouxe benefícios para a população, sendo os mais importantes: a melhoria do clima (100%), refúgio de animais (41,7%) e o embelezamento da paisagem (41,7%). Na comunidade EC, 66,6% dos entrevistados afirmaram que o plantio trouxe benefícios para a comunidade, destacando-se a melhoria do clima (100%), regulação do nível e da temperatura da água do rio (83,3%) e embelezamento da paisagem (33,3%), conforme exposto na Figura 3.

Figura 3. Serviços ecossistêmicos promovidos pelas áreas em restauração na opinião dos moradores entrevistados nas comunidades rurais Engenho Boa Vista e Engenho Cumbe, localizadas no município de Timbaúba, PE.



Os serviços de regulação se sobressaíram entre os tipos de serviços citados pelos entrevistados, com destaque para regulação da temperatura. Embora os serviços de provisão sejam comumente mais reconhecidos por comunidades rurais, estudos apontam os serviços de regulação à frente das demais categorias (MARTÍN-LÓPEZ et al., 2012; MEIJAARD et al., 2013), sendo a percepção do papel da floresta na regulação do microclima local tem sido objeto de estudo em diversos trabalhos (BECKEN; LAMA; ESPINER, 2013; AZEVEDO, 2015). Os serviços de suporte e culturais também foram citados pelos entrevistados, porém em menores frequências, sendo, comumente, os menos destacados em estudos sobre a percepção ambiental em comunidades rurais (FAGERHOLM et al., 2012; MARTÍN-LÓPEZ et al., 2012; MUHAMAD et al., 2014).

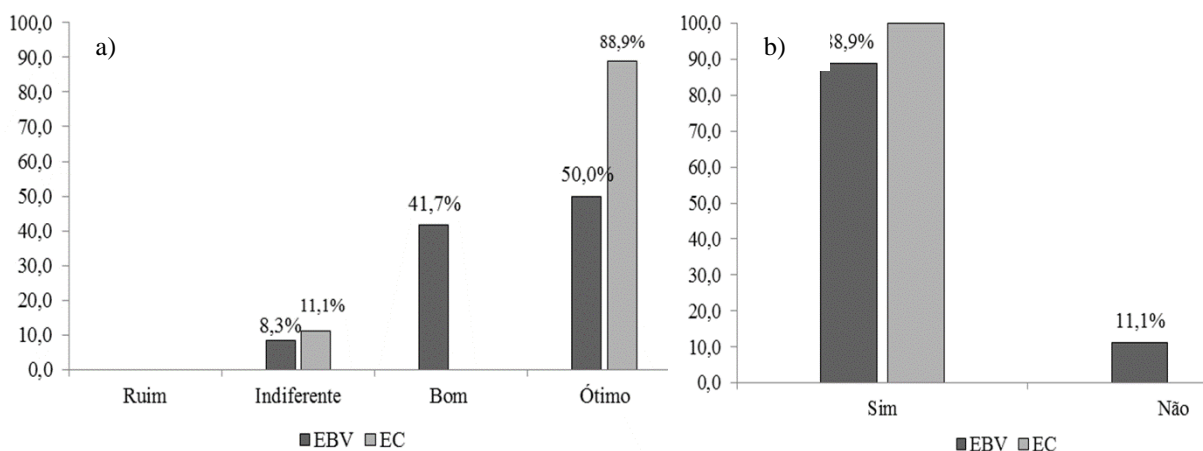
A percepção quanto à função de habitat desenvolvida pelo ecossistema bem expressiva para os moradores da comunidade EBV. Nessa comunidade, 44,0% dos entrevistados mencionaram o refúgio de animais na área como um dos benefícios trazidos pelo plantio de restauração. Na comunidade EC, a percepção dos moradores sobre essa função não foi mencionada. A baixa percepção sobre os serviços de habitat foram relatados em outros estudos (ALARCON; FANTINI; SALVADOR, 2016; KADRY; PIÑA-RODRIGUES; PIRATELLI, 2017). A proximidade com áreas de florestas constitui um fator determinante para diversidade de serviços ambientais percebidos, especialmente serviços indiretos (FAGERHOLM et al., 2012; MUHAMAD et al., 2014), podendo explicar as diferentes

percepções das comunidades em relação a função de habitat, uma vez que as residências da EBV estão mais próximas à área de restauração do que na comunidade EC.

Quando questionados sobre a paisagem mais bela, 91,7% dos moradores da comunidade EBV escolheram a floresta restaurada aos campos de cana-de-açúcar ou solo exposto e, 8,3% indicaram os cultivos agrícolas como paisagem mais bonita. Na EC, 77,7% preferiram a área em restauração e 22,3% os cultivos de cana, enquanto que apenas 2% escolheram campos de cana-de-açúcar e 2% disseram que gostaram tanto da floresta restaurada e campos de cana-de-açúcar.

A preferência por uma paisagem com maiores proporções de florestas refletiu nas opiniões dos moradores em relação aos plantios realizados nas comunidades. Na comunidade EBV, a metade dos moradores consideraram a implantação da restauração como ótima e 41,7% acharam que foi bom; para 8,3% dos entrevistados o plantio foi indiferente. Na EC, quase 90,0% dos entrevistados consideraram que o plantio foi ótimo para a comunidade e para 11,1% foi indiferente (Figura 4a). O posicionamento favorável ao processo de restauração iniciado na EC pode ser em razão da percepção dos moradores quanto à importância do plantio na regulação hídrica do rio, essencial nas atividades diárias da comunidade. A relação entre o ser humano e a natureza leva ao conhecimento de diversos processos ecológicos (GLIESSMAN et al., 2007), influenciando na percepção dos serviços produzidos pelo ecossistema.

Figura 4. Opinião dos moradores entrevistados (%) sobre o processo de restauração (a) e o percentual de entrevistados que visitaram as áreas (b) em restauração localizadas nas comunidades rurais Engenho Boa Vista e Engenho Cumbe, no município de Timbaúba, PE.



A área de restauração foi visitada por 88,9% dos entrevistados da EBV para diversos fins, sendo os principais: acesso para o canavial ao lado da área (44,4%), corte de lenha

(22,2%), recreação (22,2%) e para atividades agropecuárias (11,1%). Na comunidade EC, 100% dos entrevistados visitaram a área em restauração, sendo a principal finalidade o uso do rio para a realização de atividades domésticas e banho (100%). Além disso, 77,7% dos entrevistados disseram retirar lenha do plantio, e 66,6% responderam que utilizavam a área para recreação (Figura 4b).

O acesso às áreas de restauração, principalmente, para a exploração dos recursos, como o extrativismo e atividades agropecuárias tem ocasionado sérios danos ao desenvolvimento da restauração dos ecossistemas. Notou-se nas áreas o corte indiscriminado das árvores plantadas e a morte de indivíduos regenerantes devido ao pisoteio e predação dos animais soltos no interior das áreas pela população. Além dos danos físicos nos regenerantes, o pisoteio causa a compactação do solo que influenciará numa série de atributos do solo, como o aumento da densidade do solo e, logo, a diminuição da infiltração de água (LANZANOVA et al., 2007; KUNZ et al., 2013).

Os danos causados à regeneração natural, seja com a morte dos indivíduos pelo pisoteio e predação ou pelas alterações ocasionadas nas propriedades do solo, podem ser um dos fatores responsáveis pelo baixo recrutamento de indivíduos na regeneração, principalmente, na área em restauração localizada na comunidade EBV.

Os benefícios da regeneração natural para serviços ecossistêmicos e disponibilidade de habitat são potencialmente impactados pela heterogeneidade biofísica e socioeconômica em paisagens (CHAZDON; GUARIGUATA, 2016; POORTER et al., 2016).

O uso das áreas como local para a destinação de resíduos sólidos pelos moradores também constitui uma ameaça constante para os ecossistemas, uma vez que em alguns locais o lixo depositado é em seguida queimado, podendo provocar incêndio na área, como já observado em outras ocasiões, sendo resultado da falta de um sistema eficiente de coleta de resíduos em comunidades rurais. De acordo com Darolt (2008), a coleta de lixo rural é insuficiente, atingindo apenas 20% dos domicílios do país e, aproximadamente, 52,0% do lixo é enterrado ou queimado.

As pressões antrópicas mencionadas acima podem comprometer o sucesso da restauração e são, na maioria das vezes, praticadas sem a devida compreensão sobre impactos que podem ser gerados. Nesse caso, a adoção de práticas extensionistas e de educação ambiental é fundamental para despertar a consciência de uso sustentável dos recursos florestais. Outro fator importante a ser considerado é a inserção da população local nas etapas de planejamento e execução das atividades de restauração na comunidade. Isso fará com que a população se apodere da ideia e se sinta parte essencial do processo.

Em projetos ambientais, além de metodologias adequadas cientificamente, apoio financeiro e técnico, e subsídios governamentais é imprescindível que se trabalhe a pesquisa vinculada à extensão, de forma que seja adaptadas à realidade dos ecossistemas estudados e à cultura e comunidade local (FELKER et al., 2013).

4. CONCLUSÕES

Os moradores das comunidades rurais apresentaram boa percepção sobre aspectos ambientais, como a importância das florestas e conservação. Em relação à restauração florestal, a maioria dos moradores entrevistados desconhecia sua definição, porém souberam distinguir os benefícios trazidos pelos plantios, reconhecendo os serviços ecossistêmicos produzidos pela restauração das áreas inseridas nas comunidades. Os serviços de regulação e provisão foram os mais citados entre os entrevistados. Os moradores apresentaram boa percepção ambiental e sobre a restauração florestal, no entanto, interferem negativamente no processo, com a exploração indiscriminada nas áreas.

As práticas de extensão rural e educação ambiental devem ser realizadas nas comunidades para promover uma consciência sustentável em relação à exploração dos recursos naturais, especialmente, em áreas sob processo de restauração florestal.

5. REFERÊNCIAS

ALARCON, G. G.; FANTINI, A. C.; SALVADOR, C. H. Benefícios locais da Mata Atlântica: evidências de comunidades rurais do Sul do Brasil. **Ambiente e Sociologia**, São Paulo, v. 19, n. 3, e:00087, jul. 2016.

ALCANTARA, P. F. **Concepções de resíduos sólidos em áreas rurais de Nova Friburgo (RJ, Brasil): do consumo ao manejo**. 2010. 137 f. Dissertação (Mestrado em Ciências, Saúde Pública e Meio Ambiente) – Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2010.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Berlin, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

AZEVÊDO, J. K. C. **Percepção dos proprietários sobre a biodiversidade de suas florestas e a necessidade de incentivos econômicos para sua conservação na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco**. 2015. 163 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

BECKEN, S.; LAMA, A. K.; ESPINER, S. The cultural context of climate change impacts: Perceptions among community members in the Annapurna Conservation Area, Nepal. **Environmental Development**, [s.l.], v. 8, p. 22-37, out. 2013.

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, Washington, v. 48, n. 6, p. 716-730, 2016.

DAROLT, M. R. **Lixo rural: do problema à solução.** (IAPAR). 2008. Disponível em: <http://www.agsolve.com.br/noticia.php?cod=757>. Acesso em: 07 Jan. 2018.

DERISSEN, S.; LATACZ-LOHMANN, U. What are PES? A review of definitions and an extension. **Ecosystem Services**, [s.l.], v. 6, p. 12–15, dez. 2013.

FAGERHOLM, N. et al. Community stakeholders' knowledge in landscape assessments - Mapping indicators for landscape services. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 18, p. 421-433, 2012.

FELKER, R. M. et al. Restauração ecológica: perspectivas atuais e futuras. In: ROSA, M. B da; PALMA, G. B (Orgs.). **Meio ambiente: a importância da interdisciplinaridade na formação de um novo profissional.** Saarbrücken, Alemanha, Novas Edições Acadêmicas, 2013. p. 278-293.

GANDOLFI S.; RODRIGUES, R. R. Metodologias de restauração florestal. In: Fundação Cargill (Org.). **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**, 2007, p.109- 143.

GLIESSMAN, S. R. **Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável.** Turrialba: CATIE, 2002. 359p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo agropecuário 2006: resultados preliminares.** IBGE, Rio de Janeiro, 2007, 141p. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/49/agro_2006_resultados_preliminares.pdf. Acesso em: 15 de janeiro de 2018.

KADRY, V. O.; PIÑA-RODRIGUES, F. P.; PIRATELLI, A. J. Percepção de agricultores familiares de Ubatuba – SP sobre serviços ecossistêmicos. **Biotemas**, Florianópolis, v. 30, n. 4, p.101-115, dez. 2017.

KUNZ, M. et al. Compactação do solo na integração soja-pecuária de leite em latossolo argiloso com semeadura direta e escarificação. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, MG, v. 37, n. 6, p.1699-1708, 2013.

LANZANOVA, M. E. et al. Atributos físicos do solo em sistemas de integração lavoura-pecuária sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 31, n. 5, p.1131-1140, 2007.

LIMA, J. S. et al. Saberes e uso da flora madeireira por especialistas populares do agreste de Sergipe. **Sitientibus**, Feira de Santana, v. 11, n. 2, p.239-253, mar. 2011.

LIU, J.; OUYANG, Z.; MIAO, H. Environmental attitudes of stakeholders and their perceptions regarding protected area-community conflicts: A case study in China. **Journal of Environmental Management**, London, v. 91, n. 11, p.2254-2262, nov. 2010.

LUCENA, A. F. P. et al. Uso de recursos vegetais em uma comunidade rural do Curimataú paraibano. **Polibotânica**, Cidade do México, v. 34, n.1, p.217-238, ago. 2012.

MA - MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystem and Human Well-Being: health synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005.

MARTINO, D. Gender and urban perceptions of nature and protected areas in Bañados del Este Biosphere Reserve. **Environmental Management**, New York, v. 41, n. 5, p. 654-662, mai. 2008.

MARTÍN-LÓPEZ, B. et al. Uncovering ecosystem service bundles through social preferences. **PLoS ONE**, [s.l.], v. 7, n. 6, p. e38970, jun. 2012.

MEIJAARD, E. et al. People's perceptions about the importance of forests on Borneo. **PloS one**, [s.l.], v. 8, n. 9, p. e73008, 2013.

MUHAMAD, D. et al. Living close to forests enhances people's perception of ecosystem services in a forest-agricultural landscape of West Java, Indonesia. **Ecosystem Services**, v. 8, p. 197-206, 2014.

NEY, M. G.; HOFFMANN, R. Educação, concentração fundiária e desigualdade de rendimentos no meio rural brasileiro. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, Brasília, v. 47, n.1, Jan./Mar., 2009.

OLIVEIRA, D. M.; SANTOS, L. A. S.; GOMES, L. J. Espécies madeireiras de uso combustível em área de restinga, Pirambu, Sergipe, Brasil. **Revista Interações**, Campo Grande, v. 14, n. 1, p. 115-123, jan./jun. 2013.

POORTER, L. et al. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, [s.l.], v. 530, p. 211–214, 2016.

ROSA, M.; OREY, D. C. O campo de pesquisa em etnomodelagem: as abordagens êmica, ética e dialética. **Educação e Pesquisa**, São Paulo, v. 21, n. 3, p. 96-110, 2012.

SER - SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE & POLICY WORKING GROUP. **The SER International Primer on Ecological Restoration**. Tucson: Society for Ecological Restoration International, 2004. Disponível em: <http://www.ser.org/page/SERDocuments>.

VEDELD, P. et al. Forest environmental incomes and the rural poor. **Forest Policy and Economics**, [s.l.], v. 9, n. 7, p. 869-879, 2007.

VODOUHÊ, F. G. et al. Community perception of biodiversity conservation within protected areas in Benin. **Forest Policy and Economics**, [s.l.], v. 12, p. 505-512, 2010.

XU, J. et al. Local people's perceptions as decision support for protected area management in Wolong Biosphere Reserve, China. **Journal of Environmental Management**, [s.l.], v. 78, p. 362–372, 2006.

CONCLUSÕES GERAIS

A avaliação das áreas em processo de restauração por meio de indicadores e a comparação com o ecossistema de referência permitiu verificar a existência de uma trajetória sucessional evolutiva na A2, notando-se a retomada de estrutura, composição e processos ecológicos, fundamentais para o sucesso da restauração, como o recrutamento de indivíduos. Possivelmente, a estrutura da paisagem, com a presença de remanescentes próximos à área tem contribuído com a resiliência da mesma, a partir da chegada de propágulos.

Na A1 os atributos de estrutura e composição foram relevantes, no entanto, não foi observado o recrutamento de indivíduos no sub-bosque, considerando que a existência de filtros ecológicos pode ter favorecido o estabelecimento e desenvolvimento de espécies, que por sua vez, podem ter inibido o desenvolvimento das demais espécies, especialmente, na regeneração natural. Nessa área, a partir da avaliação, foi possível propor ações de manejo adaptativo visando a superação dos filtros.

A abertura do dossel como ação de manejo adaptativo ocasionou o aumento de luminosidade no sub-bosque da área e, desta forma, maior abundância de indivíduos recrutados no componente regenerante nas classes que receberam manejo. No entanto, notou-se que além do sombreamento, outros fatores podem estar influenciando na regeneração, entre os quais, a baixa oferta de propágulos, representada pela ausência de espécies arbóreas no banco de sementes do solo. As constantes inundações e as interferências antrópicas também são fatores que podem estar impedindo que a restauração nesta área siga uma trajetória sucessional evolutiva.

O estudo da percepção ambiental indicou que os moradores das comunidades rurais apresentaram boa percepção sobre aspectos ambientais e a restauração, apesar disso, apontou para uma intensa exploração dos recursos florestais nas áreas, impactando diretamente o processo. Destaca-se, novamente, a importância do envolvimento das comunidades, sempre que possível, no planejamento das ações de restauração e das práticas de extensão rural e educação ambiental para promover uma consciência sustentável em relação à exploração dos recursos naturais, especialmente, em ecossistemas sob processo de restauração florestal.