

MARÍLIA ISABELLE OLIVEIRA DA SILVA

**AVALIAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREAS CILIARES EM PROCESSO DE
RESTAURAÇÃO FLORESTAL NA ZONA DA MATA NORTE,
PERNAMBUCO**

**RECIFE
Pernambuco - Brasil
Fevereiro – 2017**

MARÍLIA ISABELLE OLIVEIRA DA SILVA

**AVALIAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREAS CILIARES EM PROCESSO DE
RESTAURAÇÃO FLORESTAL NA ZONA DA MATA NORTE,
PERNAMBUCO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, para obtenção do título de Mestre em Ciências Florestais.

Orientador:

Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon

Coorientadores:

Prof. Dra Ana Lícia Patriota Feliciano

Prof. Dr. Everson Batista de Oliveira

RECIFE
Pernambuco - Brasil
Fevereiro – 2017

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

S586a Silva, Marília Isabelle Oliveira da
Avaliação ecológica de áreas ciliares em processo de restauração
florestal na zona da mata norte, Pernambuco / Marília Isabelle
Oliveira da Silva. – 2017.
96 f. : il.

Orientador: Luiz Carlos Marangon.

Coorientadores: Ana Lícia Patriota Feliciano, Everson Batista de
Oliveira.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural de
Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais,
Recife, BR-PE, 2017.

Inclui referências.

1. Monitoramento 2. Indicadores ecológicos 3. Ecossistema de
referência 4. Ações corretivas I. Marangon, Luiz Carlos, orient.
II. Feliciano, Ana Lícia Patriota, coorient. III. Oliveira, Everson
Batista de, coorient. IV. Título

CDD 634.9

MARÍLIA ISABELLE OLIVEIRA DA SILVA

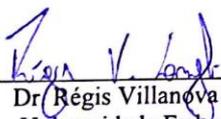
**AVALIAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREAS CILIARES EM PROCESSO DE
RESTAURAÇÃO FLORESTAL NA ZONA DA MATA NORTE,
PERNAMBUCO**

Aprovada em: 17 de fevereiro de 2017.

Banca examinadora:

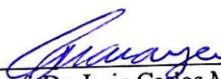


Prof. Dr. Lúcia de Fátima de Carvalho Chaves
Universidade Federal Rural de Pernambuco



Dr. Régis Villanova Longhi
PNPD/PPGCF – Universidade Federal Rural de Pernambuco

Orientador:



Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon
Universidade Federal Rural de Pernambuco

RECIFE
Pernambuco - Brasil
Fevereiro – 2017

DEDICO

Aos meus pais, Josikedima Oliveira da Silva e Marcílio Montenegro da Silva, por sempre me apoiarem e serem o meu porto seguro. Eu vos amo!

*“O sonho é que leva a gente para frente. Se a gente for seguir a razão,
fica aquietado, acomodado.”*

- Ariano Suassuna -

AGRADECIMENTOS

Agradeço a DEUS, por sempre acalmar esse coração aflito e ansioso, a quem devo e sou grata pela minha existência e por todas as lutas, vitórias e aprendizados dessa vida.

Agradeço aos meus maiores incentivadores, meus pais Kedima e Marcílio, por tanto amor a mim dedicado, por todo apoio e pelos preciosos ensinamentos que foram/são fundamentais para que eu siga minha caminhada e realize meus sonhos. Agradeço especialmente ao meu irmão, Neto, que sempre esteve ao meu lado, me motivando e vibrando a cada conquista.

Agradeço ao meu amor, Felipe, pelo companheirismo de ontem, hoje e sempre. Por me compreender, apoiar, motivar, estar ao meu lado (física e mentalmente) e compartilhar todos os sentimentos e momentos dessa etapa acadêmica, tão importante na minha trajetória.

Agradeço aos meus familiares que tanto me amam e torcem por mim, aos meus avós, minhas tias e tios, minhas primas e primos, minha cunhada e meus amados afilhados (João, Alécia e Alice).

Agradeço aos meus amigos, tantos amigos queridos (Superpoderos, LengaLenga, Grupodas7, Florestal 2009.1), que se alegram e vibram a cada conquista minha.

Agradeço aos colegas do PPGCF/UFRPE, em especial a turma de 2015.1, que compartilharam comigo essa experiência de grande aprendizado ao longo desses dois anos.

Agradeço aos amigos do Laboratório de Dendrologia/UFRPE, M.Grugiki, Dario, Beto e Nailson, pela amizade e pelos muitos momentos de descontração e aprendizado. Em especial, a Marília Grugiki, que além de dividir o mesmo nome, o mesmo amor pela restauração ecológica, as aflições e ansiedades, resolveu ser minha amiga querida e me apoiar em tudo.

Agradeço aos queridos parceiros que tanto me ajudaram em campo: M.Grugiki, Dario, Jéssica, Dani, Drica, Niedja, Lucas e Déborah, aos trabalhadores da Usina Petribú, e ao Marquinhos por toda sabedoria e ajuda.

Agradeço ao meu orientador, Professor Dr. Luiz Carlos Marangon, pela confiança, por todas as valiosas sugestões e por tantos ensinamentos (acadêmicos e sobre a vida) que levarei comigo para sempre. Aos meus coorientadores, Professora Dra. Ana Lícia Patriota e Professor Dr. Everson Batista, pelo apoio.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da UFRPE por todo suporte oferecido para realização do mestrado e ao CNPQ pela concessão da bolsa.

Agradeço à Usina Petribú pela liberação das áreas de estudo e por todo apoio concedido durante o desenvolvimento do trabalho de campo.

Agradeço à equipe do Herbário Sérgio Tavares, Ângela, Horivani e Adriana, pela ajuda na identificação das espécies e pelos conhecimentos transmitidos.

Aos membros da banca examinadora, Prof. Dra. Lúcia de Fátima Chaves e Dr. Régis Villanova Longhi, pelas valorosas contribuições nesta etapa final.

De modo geral, a todos que, de alguma forma, contribuíram para conclusão desta etapa...

OBRIGADA!

SILVA, MARÍLIA ISABELLE OLIVEIRA. **Avaliação ecológica de áreas ciliares em processo de restauração florestal na Zona da Mata Norte, Pernambuco.** 2017. Orientador: Luiz Carlos Marangon. Co-orientadores: Ana Lícia Patriota Feliciano e Everson Batista de Oliveira.

RESUMO

Devido à importância de estudar as áreas em processo de restauração, a partir do uso de indicadores ecológicos e utilizando ecossistemas de referência como meta final, o presente estudo teve como objetivo principal obter um diagnóstico atual do processo de restauração florestal em áreas ciliares do Rio Capibaribe, em Pernambuco. Para tanto, foram selecionadas duas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e um fragmento como referência (ER) que são propriedades da Usina Petribú e localizam-se entre os municípios de Paudalho e Lagoa de Itaenga – PE. Para a avaliação, foram selecionados indicadores ecológicos dentro de cinco grandes grupos: paisagem, perturbações antrópicas, composição, estrutura e função, que permitiram inferir sobre o processo de restauração das ARs. Para aplicação destes indicadores, foram instaladas 20 parcelas permanentes de 250 m², com sub-parcelas de 25m², em cada um dos três ambientes de estudo, sendo utilizada a mesma metodologia para obtenção dos dados. Como resultado principal, observou-se que as ARs destoam do ER em muitos aspectos, principalmente no grau de interferência humana e na composição florística, mas, assemelham-se em relação à estrutura, bem como, alguns processos ecológicos são comuns aos ambientes. Contudo, pôde-se perceber que entre as ARs, AR1 encontra-se menos desenvolvida que AR2, apesar de ambas possuírem as mesmas barreiras que podem estar dificultando o processo de restauração, bem como, muitos vestígios antrópicos, alto percentual de gramíneas invasoras, grande quantidade de espécies exóticas no componente arbóreo e baixo número de indivíduos regenerantes. Para minimizar esses fatores e favorecer o processo de restauração, foram propostas ações corretivas que devem ser adotadas com o intuito de mudar a trajetória atual da restauração nas áreas e torná-las sustentável com base no ecossistema referência.

Palavras chave: Monitoramento, indicadores ecológicos, ecossistema de referência, ações corretivas.

SILVA, MARÍLIA ISABELLE OLIVEIRA. **Ecological evaluation of riparian areas in process of forest restoration in Zona da Mata Norte, Pernambuco.** 2017. Adviser: Luiz Carlos Marangon. Comittee: Ana Lícia Patriota Feliciano and Everson Batista de Oliveira.

ABSTRACT

Due to the importance of studying restoration areas, using ecological indicators and using reference ecosystems as the final goal, the main objective of this study was to obtain a current diagnosis of forest restoration in riparian areas of the Capibaribe River in Pernambuco. In order to do this, two restoration areas (AR1 and AR2) and a reference fragment (ER) were selected, both properties of the Petribú Factory and are located between the municipalities of Paudalho and Lagoa de Itaenga - PE. For the evaluation, ecological indicators were selected within five groups: landscape, anthropic disturbances, composition, structure and function, which allowed to infer about the areas. And for the application of these indicators, 20 permanent plots of 250 m², with subplots of 25m², were installed in each study environments, using the same methodology to obtain the data. As a main result, it was observed that ARs differ from ER in many aspects, mainly in the degree of human interference and floristic composition. But, they resemble in the structure, and as well, some ecological processes are common to environments. However, it can be seen that there are similarities among ARs, although AR1 is less developed than AR2, both have the same barriers that may be hindering the restoration process, with many anthropic traces, a high percentage of invading grasses, a large amount of exotic species in the arboreal component and low number of regenerating individuals. In order to minimize these factors and favor the restoration process, corrective actions were proposed that should be adopted with the purpose of changing the current restoration trajectory in the areas and making them sustainable based on the reference ecosystem.

Keywords: Monitoring, ecological indicators, reference ecosystem, corrective actions.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|-----------|
| Figura 1. Mapa de localização das áreas de estudo, localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho - PE | 26 |
| Figura 2. Esquema das parcelas e subparcelas alocadas nas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e no ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE | 29 |
| Figura 3. Processamento de fotografia hemisférica no software GLA 2.0, obtida no centro de uma das áreas de estudo, localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE | 31 |
| Figura 4. Imagem aérea da paisagem onde estão inseridas as áreas de estudo (ARs e ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE | 37 |
| Figura 5. Imagem aérea da AR1 (em destaque), nas margens do Rio Capibaribe, localizada em Paudalho – PE | 39 |
| Figura 6. Vestígios de ações antrópicas encontradas na AR1 (A- presença de lixo; B- presença de animais), localizada em Paudalho – PE | 39 |
| Figura 7. Imagem aérea da AR2 (em destaque), nas margens do Rio Capibaribe, localizada em Lagoa de Itaenga – PE | 40 |
| Figura 8. Vestígios de ações antrópicas encontradas na AR2 (A- presença de lixo; B- vestígios de animais), localizada em Lagoa de Itaenga – PE | 40 |
| Figura 9. Imagem aérea do ecossistema de referência (em destaque), localizada próximo as ARs, em Paudalho – PE | 41 |
| Figura 10. Aspectos observados no ER (A- estrada desativada localizada no início do fragmento; B- animal silvestre (quati) encontrado no fragmento), localizada em Paudalho – PE | 42 |
| Figura 11. Número de espécies (S) das duas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e do ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE | 43 |
| Figura 12. Diagrama de Venn com o número de espécies comuns as duas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e ao ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE | 48 |
| Figura 13. Percentual de espécies exóticas encontradas nas áreas de estudo, localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE | 50 |
| Figura 14. Percentual médio da área ocupada por gramíneas (%) observadas nas subparcelas das áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e do ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE . | 52 |
| Figura 15. Distribuição hipsométrica dos indivíduos arbóreos presentes nas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e no ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE | 61 |

| | |
|---|-----------|
| Figura 16. Distribuição diamétrica dos indivíduos arbóreos presentes nas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e no ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE | 63 |
| Figura 17. Percentual de grupos ecológicos observados nas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e no ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE | 66 |
| Figura 18. Percentual da síndrome de dispersão observados nas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e no ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE, | 67 |
| Figura 19. Distribuição da <i>Syzygium cumini</i> (azeitona) na AR1 (A- visão geral do trecho com os indivíduos da mesma espécie; B- superfície do solo sem regenerantes), localizada em Paudalho – PE | 80 |
| Figura 20. Distribuição hipsométrica dos indivíduos arbóreos nativos presentes nas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e no ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE | 81 |
| Figura 21. Distribuição diamétrica dos indivíduos arbóreos nativos presentes nas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e no ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE | 82 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1. Características das áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e do ecossistema de referência (ER), localizados entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE | 27 |
| Tabela 2: Indicadores ecológicos selecionados para avaliação das áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e do ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE | 28 |
| Tabela 3. Presença dos vestígios antrópicos dentro das áreas de estudo (ARs e ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE | 38 |
| Tabela 4. Lista das espécies encontradas no componente arbóreo das duas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e no ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE | 44 |
| Tabela 5. Índice de similaridade de Jaccard comparando as duas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) com o ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE | 49 |
| Tabela 6. Índices de diversidade estimados para as áreas em restauração (AR1 e AR2) e o ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE | 49 |
| Tabela 7. Parâmetros fitossociológicos do componente arbóreo da AR1, localizada em Paudalho – PE | 54 |
| Tabela 8. Parâmetros fitossociológicos do componente arbóreo da AR2, localizada em Lagoa de Itaenga – PE | 55 |
| Tabela 9. Parâmetros fitossociológicos do componente arbóreo do ecossistema de referência (ER), localizada em Paudalho – PE | 56 |
| Tabela 10. Cinco espécies das áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e do ecossistema de referência (ER) mais representativas nos parâmetros fitossociológicos, localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE | 58 |
| Tabela 11. Altura média dos indivíduos nas áreas em restauração (AR1 e AR2) e no ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Paudalho e Lagoa de Itaenga – PE | 59 |
| Tabela 12. DAP médio das árvores, das áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e do ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Paudalho e Lagoa de Itaenga – PE | 62 |
| Tabela 13. Valores da abertura de dossel (%) das áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e do ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE | 64 |

| | |
|--|-----------|
| Tabela 14. Lista das espécies regenerantes amostradas nas duas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e no ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE | 68 |
| Tabela 15. Resumo de outras características da regeneração natural encontrada nas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e no ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE | 71 |
| Tabela 16. Parâmetros fitossociológicos da regeneração natural da área em restauração 1 (AR1), localizada em Paudalho – PE | 72 |
| Tabela 17. Parâmetros fitossociológicos da regeneração natural da área em restauração 2 (AR2), localizada em Lagoa de Itaenga – PE | 72 |
| Tabela 18. Parâmetros fitossociológicos da regeneração natural do ecossistema de referência (ER), localizado em Paudalho – PE | 72 |
| Tabela 19. Estimativa da Regeneração Natural Total (RNT) por classe de altura das 20 subunidades lançadas na área em restauração 1 (AR1), em Paudalho – PE, listadas em ordem decrescente de acordo com maior valor da RNT | 74 |
| Tabela 20. Estimativa da Regeneração Natural Total (RNT) por classe de altura das 20 subunidades lançadas na área em restauração 2 (AR2), em Lagoa de Itaenga – PE, listadas em ordem decrescente de acordo com maior valor da RNT | 74 |
| Tabela 21. Estimativa da Regeneração Natural Total (RNT) por classe de altura das 20 subunidades lançadas no ecossistema de referência (ER), em Paudalho – PE, listadas em ordem decrescente de acordo com maior valor da RNT | 75 |
| Tabela 22. Parâmetros da serapilheira observados nas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e no ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE | 77 |
| Tabela 23. Índices de diversidade estimados para as áreas em restauração (AR1 e AR2) e o ecossistema de referência (ER), com as espécies de origem nativa entre parênteses, localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE | 80 |

SUMÁRIO

| | |
|---|-----------|
| 1. INTRODUÇÃO | 14 |
| 2. REVISÃO DE LITERATURA | 16 |
| 2.1 MATAS CILIARES..... | 16 |
| 2.2 RESTAURAÇÃO FLORESTAL | 17 |
| 2.3 AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO..... | 19 |
| 2.4.INDICADORES ECOLÓGICOS | 20 |
| 2.5 ECOSISTEMAS DE REFERÊNCIA | 23 |
| 3. MATERIAL E MÉTODOS | 26 |
| 3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO | 26 |
| 3.2 INDICADORES ECOLÓGICOS..... | 28 |
| 3.2.1 INDICADORES DE PAISAGEM..... | 29 |
| 3.2.2 INDICADORES DE PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS | 29 |
| 3.2.3 INDICADORES DE COMPOSIÇÃO..... | 30 |
| 3.2.4 INDICADORES DE ESTRUTURA | 30 |
| 3.2.5 INDICADORES DE FUNÇÃO | 32 |
| 3.3ANÁLISE DOS DADOS | 33 |
| 3.4AÇÕES CORRETIVAS PARA AS ÁREAS EM RESTAURAÇÃO..... | 35 |
| 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 36 |
| 4.1 INDICADORES ECOLÓGICOS..... | 36 |
| 4.1.1 INDICADORES DE PAISAGEM..... | 36 |
| 4.1.2 INDICADORES DE PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS | 38 |
| 4.1.3 INDICADORES DE COMPOSIÇÃO..... | 42 |
| 4.1.4 INDICADORES DE ESTRUTURA | 53 |
| 4.1.5 INDICADORES DE FUNÇÃO | 65 |
| 4.1.6 AVALIAÇÃO DAS ARS SEM AS EXÓTICAS | 78 |
| 4.2AÇÕES CORRETIVAS PARA AS ÁREAS EM RESTAURAÇÃO..... | 83 |
| 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS | 86 |
| 6. REFERÊNCIAS | 87 |

1. INTRODUÇÃO

O processo de ocupação do Brasil é marcado pela ausência de planejamento e pela intensa degradação dos recursos naturais, principalmente das florestas. Com o passar do tempo, a cobertura florestal da Floresta Atlântica foi cedendo espaço para as cidades, culturas agrícolas e pastagens, o que resultou em áreas antropizadas e fortemente degradadas. Sendo este, o cenário principal de muitas áreas da Mata Atlântica nordestina que cederam lugar para a cultura canavieira.

Nesse panorama, quando em matas ciliares, este processo de degradação, além de descumprir a legislação vigente, que torna obrigatória a preservação das mesmas, resulta em vários problemas ambientais, uma vez que, a importância das formações ciliares reside na função protetora que exercem sobre os recursos bióticos e abióticos (CASTRO; MELLO; POESTER, 2012).

Pode-se dizer que uma área degradada é aquela que, depois de sofrer forte impacto, perdeu sua capacidade de retornar naturalmente ao estado original ou a um equilíbrio dinâmico, ou seja, perdeu sua resiliência (MARTINS, 2014), tornando-se uma área que não possui a capacidade de repor perdas de matéria orgânica do solo, biomassa, nutrientes e banco de sementes.

Nos últimos anos, com o aumento dessas áreas degradadas houve um crescimento no interesse pela restauração ecológica. No caso das matas ciliares, devido a sua importância ecológica para biodiversidade e recursos hídricos, já que funcionam como filtros, corredores ecológicos e ainda exercem função protetora do solo contra processos erosivos, restaurar esses ambientes degradados tornou-se fundamental (MARTINS, 2010; AVILA et al., 2011).

Quando se trata de restauração, fala-se de um conjunto de práticas que objetivam a reconstrução gradual do ecossistema, recuperando sua biodiversidade e contribuindo para o reestabelecimento dos processos ecológicos responsáveis pela sustentabilidade e manutenção da nova floresta (RODRIGUES et al., 2007; FONSECA, 2013).

Para perceber se a restauração está sendo eficiente e atingindo seus objetivos é fundamental o acompanhamento do processo. Ao monitorar uma área em restauração é possível conhecer sua situação atual, e assim, avaliar seu sucesso ou insucesso. Entretanto, de acordo com a Sociedade Internacional para Restauração Ecológica (Society for Ecological Restoration – SER, 2004) para considerar que um ecossistema está restaurado, este deve apresentar diversidade e estrutura similares as de um ecossistema de referência, o qual funciona como meta que se pretende atingir quando se restaura. Através desse

acompanhamento é então permitido identificar se a trajetória atual do ambiente restaurado está evoluindo e levando o ecossistema a uma condição de restaurado, o que possibilita ponderar também a necessidade da adoção de ações corretivas que ajudem a alcançar o objetivo da restauração.

Como selecionar o ou os ecossistemas de referência ainda é uma questão que merece mais estudos. Contudo, recomenda-se que sejam utilizados como referência, casos de restauração bem-sucedida ou ecossistemas que tenham se regenerado naturalmente por sucessão secundária, sendo essencial que estejam inseridos no mesmo contexto de paisagem do local restaurado para que a comparação forneça respostas eficientes (SER, 2004; DURIGAN, 2011). O que possibilita essa comparação entre os ecossistemas (restaurado e de referência) são os indicadores ecológicos, os quais são usados para obter informações sobre a condição atual de determinado critério que se monitora dentro de um projeto, devendo expressar importantes aspectos das áreas (diversidade, estrutura e processos ecológicos), e assim, permitir chegar a uma conclusão em relação ao processo de restauração.

Em suma, cabe afirmar que além de serem desenvolvidos projetos de restauração, é essencial definir como estes serão avaliados, afinal, só a partir do monitoramento e avaliação, é possível inferir se as metas e objetivos da restauração estão sendo alcançados. Para que essa avaliação seja eficiente, estão sendo propostos o uso de indicadores ecológicos e áreas de referência, o que possibilita conhecer a situação atual da área em restauração em comparação a ecossistemas estabelecidos na paisagem, permitindo concluir sobre sua trajetória ecológica e ainda avaliar a necessidade de interferir no processo com ações corretivas.

No contexto desta pesquisa, é esperado que áreas em processo de restauração de idade recente, não apresentem composição florística semelhante ao ecossistema de referência, visto que este possui uma trajetória formada ao longo do tempo que não se repetirá. Mas, através das análises de estrutura da floresta e dos processos ecológicos observados espera-se ter um panorama da evolução das áreas restauradas.

Assim, o presente estudo tem como objetivo principal obter um diagnóstico atual do processo de restauração florestal em áreas ciliares do Rio Capibaribe, em Pernambuco. Como objetivos específicos, espera-se: i) avaliar a estrutura e composição da vegetação presente nas áreas restauradas em comparação com ecossistema de referência; ii) analisar qual a influência da paisagem e das interferências antrópicas sobre a restauração; e iii) propor a implantação de ações corretivas que contribuam com a evolução da restauração nas áreas, caso sejam necessárias.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Matas ciliares

Apesar da complexidade de termos associados à mata ciliar, para efeitos práticos em relação à restauração e legislação, o termo mata/floresta ciliar tem sido amplamente utilizado para designar, de forma geral, todos os tipos de formações florestais que ocorrem às margens dos cursos d'água, independentemente do regime de elevação do rio ou do lençol freático e do tipo de vegetação de interflúvio (MARTINS, 2014).

A importância da existência de florestas ao redor de lagos e reservatórios e ao longo dos rios justifica-se pelo amplo número de benefícios que este tipo de vegetação traz, exercendo função protetora sobre os recursos naturais bióticos e abióticos.

As matas ciliares funcionam como filtros, retendo poluentes que seriam transportados para os cursos d'água e mantendo a qualidade da água; bem como, fazem o papel de corredores ecológicos, interligando fragmentos florestais, favorecendo assim o fluxo gênico e o deslocamento da fauna, e ainda têm a função de proteger o solo contra processos erosivos (MEDRI et al., 2011; MARTINS, 2014).

Devido a esses importantes aspectos ambientais, as matas ciliares possuem um aparato de leis, decretos e resoluções que visam a sua preservação. Desde 1965, na Lei 4.771/65 (revogada em 2012), as matas ciliares foram inseridas na categoria de Área de Preservação Permanente (APP) – considerada na época como toda vegetação natural, presente ao longo das margens dos rios e ao redor de nascentes e de reservatórios que, por lei, deve ser preservada. Mais adiante, a Lei da Política Agrícola (8.171/1991) vem determinar a recuperação gradual das APPs, com aspectos legais. Havendo nesse período um grande número de iniciativas que visavam a recuperação e proteção das matas ciliares (KAGEYAMA; GANDARA, 2000).

Atualmente, na Lei de Proteção à Vegetação Nativa (12.651/2012), as matas ciliares permanecem consideradas como APPs, sendo descrita (artigo 4º) como “área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas”. Nessa nova Lei, no contexto de matas ciliares, são consideradas APPs as faixas marginais de qualquer curso d'água natural; estando a largura mínima a ser preservada relacionada com a largura do curso d'água em relação ao seu leito regular.

Apesar de reconhecida sua importância ecológica, as florestas ciliares foram e são ainda exploradas. Segundo Pereira et al. (2010), o uso inadequado dos recursos naturais têm resultado em efeitos negativos aos ecossistemas em todo mundo, estando entre os mais perturbados e/ou degradados, os ambientes ciliares. No Brasil, essa histórica ocupação humana ao longo das margens dos cursos d'água esteve relacionada principalmente às demandas madeireiras, de agricultura e pecuária (PEREIRA et al., 2012). Essas áreas ciliares continuam sendo eliminadas, e, algumas vezes, transformadas apenas em áreas degradadas, sem qualquer tipo de atividade produtiva.

Entretanto, o processo de degradação em formações ciliares, além de desrespeitar a legislação vigente, que torna obrigatória a preservação das mesmas, resulta em vários problemas ambientais, visto que, as matas ciliares apresentam um conjunto de funções ecológicas extremamente relevantes para a qualidade de vida das populações humanas locais e de bacias hidrográficas, sendo também fundamentais para a conservação da diversidade de animais e plantas nativas (CASTRO; MELLO; POESTER 2012).

Por isso, é de suma importância que essas áreas sejam preservadas ou restauradas, corroborando com Lacerda; Figueiredo (2009), os quais afirmam que a intensidade e a extensão do processo de exploração nessas áreas ciliares tornam urgente a implantação das ações de recuperação e manutenção da vegetação junto aos corpos d'água, por meio da adoção de técnicas apropriadas para revegetação em larga escala desses ambientes.

2.2 Restauração Florestal

Até início da década de 80, o foco da restauração era a proteção de algum recurso natural ou a mitigação pontual de impactos causados, pois tinha-se uma visão simplificada do processo de restauração florestal, onde se buscava apenas a reconstrução de uma fisionomia florestal (BELLOTTO; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009).

Com a intensa e difusa degradação dos ecossistemas naturais pelo Brasil, desencadeou-se a necessidade de encontrar alternativas científicas e técnicas capazes de orientar as atividades de recuperação dessas áreas. Aos poucos, atividades e estudos isolados deram espaço a um crescente conjunto de pesquisas e projetos, assim, os esforços científicos para desenvolver a restauração ecológica no Brasil já caminhou muito, sendo observada uma tendência de transição de projetos isolados para a implementação de programas de longo prazo, que permitam a efetiva comparação de resultados, bem como a correção de rumos e a proposição de novas abordagens (RODRIGUES et al., 2007).

Atualmente, para reverter as situações de degradação ambiental a que as matas ciliares e os ecossistemas florestais são submetidos, uma gama de termos têm sido utilizados. De modo geral, a restauração envolve a reconstrução gradual da floresta, recuperando sua biodiversidade, função ecológica e sustentabilidade ao passar do tempo, ocasionada pelo uso de várias espécies diferentes, incluindo outras formas de vida além de árvores, em conjunto ou de forma isolada (RODRIGUES et al., 2007), podendo ser um instrumento para formação de corredores que unam os fragmentos remanescentes, permitindo assim, a continuidade do fluxo gênico (PEREIRA et al., 2010), necessário para a manutenção das espécies e da viabilidade de suas populações.

Com o intuito de recuperar a complexidade e a sustentabilidade do ecossistema florestal, os projetos de restauração se tornaram mais complexos, passando a priorizar a combinação de várias espécies e formas de vida, buscando o restabelecimento dos processos ecológicos (banco de plântulas, banco e chuva de sementes, outras formas de vida, herbivoria, ciclagem de nutrientes) responsáveis pela recuperação da dinâmica florestal, baseados no desencadeamento ou na aceleração do processo de sucessão ecológica (MARTINS, 2013).

Assim, para um ecossistema ser considerado como efetivamente restaurado deverá recuperar sua estrutura florestal e/ou um determinado número de espécies vegetais, mas deve também ter restaurados seus processos ecológicos, que levam à construção gradual de comunidades vegetais perpetuadas no tempo, mantendo as populações e suas interações (RIGUEIRA; MARIANO-NETO, 2013).

Diferentemente do conceito de restauração ecológica, os conceitos de revegetação, reabilitação e recuperação tratam de uma situação inicial de degradação ambiental onde se almeja criar nessa área uma cobertura vegetal que contribua para a proteção do solo e recursos hídricos, a melhoria estética e o restabelecimento de algumas funções ambientais (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Tais estratégias não têm o mesmo foco da restauração, não tendo como meta a recuperação das características fundamentais (diversidade, estrutura e funcionamento), encontradas nos ecossistemas naturais de mesmo tipo de vegetação daquela condição fitogeográfica.

Para Martins (2014), a restauração ecológica pode ser florestal, aquática, campestre, etc., dependendo do ecossistema de referência, ou seja, todo projeto de restauração florestal se enquadra numa restauração ecológica do ecossistema, mas, nem toda restauração ecológica envolve a restauração de florestas.

Contudo, apesar de haver conflito nas definições, há uma tendência mundial pelo uso do termo restauração (ENGEL; PARROTA, 2003), no sentido de resgatar a estabilidade e a integridade biológica dos ecossistemas naturais (SER, 2004), devendo ser prioridade o restabelecimento da estrutura e das funções do ecossistema; sendo importante considerar que cada ambiente possui seu histórico de degradação, e por isso, está condicionado a um conjunto de características ecossistêmicas particulares, merecendo assim uma estratégia específica quando se trata de restauração (MORAES; CAMPELLO; FRANCO, 2010).

2.3 Avaliação e monitoramento da restauração

Todo e qualquer projeto onde se espera modificar alguma situação pode, a princípio, ser bem ou mal sucedido, por isso, é preciso monitorá-lo para conhecer o resultado e então avaliar o que se conseguiu atingir mediante ao que se esperava (DURIGAN, 2011).

No sentido da restauração, a avaliação das ações tem mostrado que, ao longo da trajetória sucessional dos ecossistemas em restauração, podem surgir situações imprevistas que não permitirão que o ecossistema siga o rumo esperado sem que haja alguma intervenção de manejo (DURIGAN; RAMOS, 2013).

Por meio do monitoramento e avaliação, é possível então inferir se o projeto de restauração está alcançando os objetivos previamente definidos no planejamento (BRANCALION et al., 2012), pois, a implantação de um projeto de restauração por mais bem planejado e executado que seja, não dá garantia que a área restaurada conseguirá futuramente se estabelecer, que esta atinja uma cobertura florestal com capacidade de regeneração e demais funções ecológicas em pleno funcionamento (MARTINS, 2013).

Segundo Schievenin et al. (2012), o monitoramento de ecossistemas em restauração auxilia diretamente na avaliação do desenvolvimento do processo de restauração, permitindo identificar as perturbações que porventura estejam incidindo sobre o ecossistema, definir as medidas de manejo a serem adotadas e verificar a eficiência dos métodos e espécies empregadas.

Apesar de, no Brasil, ainda serem poucos os trabalhos que tratam da avaliação dos projetos de restauração e da eficiência das técnicas utilizadas até então, sabe-se da sua importância (BASTOS, 2010; BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Embora os parâmetros mais apropriados para avaliação ainda não cheguem a um consenso, o monitoramento e a avaliação de áreas já restauradas são fundamentais para o aperfeiçoamento das metodologias empregadas em outros projetos, permitindo uma comparação e até evolução dos métodos adotados (BASTOS, 2010; MARTINS, 2012).

De acordo com Brancalion; Gandolfi; Rodrigues (2015), embora avaliação e monitoramento sejam comumente usados como sinônimos, em termos técnicos eles apresentam conceitos distintos; a avaliação, é um julgamento do sucesso ou insucesso do processo de restauração, enquanto que o monitoramento é uma constatação e representa a aplicação de indicadores estabelecidos que permitem descrever o estado atual de uma área, baseando a avaliação dela.

Se realizado ao longo de todo processo, esse acompanhamento da restauração serve para ir conhecendo a situação da restauração, permitindo corrigir o rumo dela, caso a trajetória esteja levando a uma situação indesejada (DURINGAN, 2011).

Sabe-se então que a partir do monitoramento é possível prever e minimizar intervenções, e conseqüentemente, custos futuros com a restauração. Se a interpretação dos dados coletados durante o monitoramento evidenciar que os objetivos do projeto foram alcançados, há uma grande probabilidade de se ter o ecossistema restaurado resistente, exigindo então pouca ou nenhuma assistência do profissional da restauração (SER, 2004). Caso os processos ecológicos não sejam restaurados, aí serão necessárias novas intervenções na área, aumentando assim os custos do projeto de restauração, o que poderá impossibilitar até a conclusão do mesmo (RIGUEIRA; MARIANO-NETO, 2013).

Assim, a necessidade de repensar a restauração a todo instante torna a avaliação e o monitoramento da restauração uma das etapas essenciais de todo processo, uma vez que, é possível refletir e analisar como a área degradada está reagindo aos tratamentos que lhe são impostos (BRANCALION et al., 2012).

2.4. Indicadores ecológicos de avaliação e monitoramento

É certo que, para realizar a avaliação e monitoramento da restauração é necessário o uso de ferramentas, então denominadas indicadores. De acordo com Mitchell (2007), indicador é 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.

Um indicador, no contexto da restauração ecológica, é qualquer variável usada para obter informações sobre a condição atual de determinado critério que se monitora dentro do projeto de restauração (RODRIGUES et al., 2013); podendo ser ecológico, econômico ou social, dependendo do que se pretende avaliar no projeto.

Quando se trata de monitoramento de ecossistemas naturais ou para avaliar os aspectos ecológicos dos ecossistemas em restauração, utilizam-se indicadores ecológicos (DALE; BEYELER, 2001).

A avaliação do desempenho ecológico da restauração deve ocorrer por meio da análise de indicadores que possibilitem constatar a ocupação gradual e crescente da área por diversas espécies. Os indicadores ecológicos, por sua vez, objetivam além da recuperação visual da paisagem, garantir a reconstituição dos processos ecológicos que mantêm a dinâmica de sucessão vegetal, confirmando a sua perpetuação e funcionalidade para conservação da biodiversidade local (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004; FONSECA, 2013).

A escolha desses indicadores ecológicos deve contemplar os atributos básicos de um ecossistema, sendo eles: composição, estrutura e processos ecológicos (SER, 2004; RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005), além desses, outros atributos podem ser considerados, como perturbações antrópicas e atributos da paisagem. Definir os indicadores com base nesses atributos é importante, pois, para um ecossistema ser restaurado não deve apenas ter sua estrutura florestal e um número determinado de espécies vegetais recuperados, mas também deverá ter seus processos ecológicos, aqueles mantenedores das populações e de suas interações, reestabelecidos (RIGUEIRA; MARIANO-NETO, 2013).

De acordo com Brancalion; Gandolfi; Rodrigues (2015), os indicadores podem ser agrupados em qualitativos e quantitativos. Os qualitativos são aqueles obtidos de forma não mensurável, com base na observação e julgamento do observador, utilizados normalmente, de forma abstrata e subjetiva. Segundo os autores, para utilizar as avaliações qualitativas é importante seguir uma ordenação hierárquica, estabelecendo uma sequência lógica e uma ordem de importância entre os diferentes indicadores selecionados para avaliar a área. Um exemplo é a ocorrência de processos erosivos, que pode ser categorizada como alta, média ou baixa, de acordo com a observação do avaliador. Por outro lado, os indicadores quantitativos se valem da medição de determinados parâmetros descritores da área em processo de restauração, permitindo muitas possibilidades de analisar os resultados, com pouca interferência do avaliador nos resultados, além disso, permite uma maior segurança no processo. Tais indicadores, por exemplo, podem ser utilizados para avaliar a altura média dos indivíduos, diversidade e riqueza de espécies, mortalidade, entre outros.

Dentro desse contexto, há uma gama de indicadores que são utilizados para avaliar o processo de restauração em um ambiente.

Informações sobre composição, diversidade e estrutura das espécies lenhosas que compõem o povoamento, por serem importantes indicadores do nível de conservação de uma floresta e de alterações causadas pela mudança no uso do solo, são frequentemente usados como indicadores de áreas em processo de restauração (GRAY; AZUMA, 2005; MILLER; WARDROP, 2006; MORAES, CAMPELLO; FRANCO, 2010).

A utilização da classificação das espécies em classes sucessionais e quanto ao tipo de síndrome de dispersão tem o objetivo de aumentar o nível de informações sobre a autoecologia das espécies, e assim contribuir para o entendimento sobre a dinâmica da sucessão da vegetação a ser estudada em áreas de florestas, fragmentos florestais e/ou em projetos de restauração (MIRANDA NETO et al., 2012), por isso, são usadas como indicadores, uma vez que, ao identificar as espécies presentes e classificá-las pode-se avaliar e compreender o processo de evolução de uma área em restauração.

A regeneração natural constitui um dos estoques da diversidade da vegetação e representa a futura composição florística da área, sendo responsável pelo processo de sucessão na floresta (SOUZA, 2014), motivos pelos quais, a regeneração é um dos indicadores mais utilizados quando se avalia áreas em restauração, fundamental na avaliação do sucesso do processo (VENTUROLI; FELFILI; FAGG, 2011; MARTINS, 2014). Por ser considerada como uma importante ferramenta que para a restauração florestal aconteça (MAGNAGO et al., 2012), fazer o estudo quali e quantitativo da regeneração permite conhecer o estoque e distribuição dela na comunidade vegetal, fornecendo dados que possibilitam fazer previsões sobre o comportamento e desenvolvimento do ecossistema no futuro (GARCIA et al., 2011), bem como, auxilia na tomada de decisões que favoreçam o processo de restauração.

Os serviços e funções ambientais realizados pelos ecossistemas florestais também tem sido usados como indicadores, em particular os relacionados à dinâmica da matéria orgânica do solo, associados a serapilheira (MORAES; CAMPELLO; FRANCO, 2010). Nesse contexto são aplicados indicadores, como: chuva de sementes, banco de sementes no solo e/ou serapilheira, produção de serapilheira, serapilheira acumulada, e outros. Esses apresentam a vantagem darem boas respostas sobre o ambiente e serem de quantificação relativamente fácil (MARTINS, 2014).

Na prática, para evitar avaliações equivocadas e custos desnecessários, é importante que sejam selecionados e utilizados um número de indicadores que sejam eficientes e que atendam a requisitos fundamentais, como facilidade de medição, clareza e modificação

possível ao longo do processo (DURIGAN, 2011; BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

É certo que, o sucesso da restauração depende da compreensão sobre o funcionamento dos ecossistemas e da capacidade de utilizar esse conhecimento na realização e/ou continuação dos projetos, bem como, depende do uso desses indicadores que permitem monitorar e avaliar o processo da restauração, os quais são vistos como um recurso capaz de subsidiar melhorias dos habitats para preservação da diversidade biológica (BASTOS, 2010).

2.5 Ecossistemas de referência

Apesar dos muitos estudos atuais tratarem da restauração florestal, raramente são avaliadas as trajetórias ecológicas de uma área em restauração e comparadas a ecossistemas de referência (SUGANUMA; DURIGAN, 2015). Entretanto, há algum tempo foi reconhecida a importância dos projetos de restauração serem avaliados relativamente a uma referência (ARONSON et al. 1995).

Ruiz-Jaen; Aide (2005) enfatizaram ser fundamental que hajam áreas de referência em estudos que avaliam o sucesso de projetos de restauração para diversas regiões, para que sirvam como referenciais de comparação.

Conceitualmente, ecossistemas de referência, de acordo com SER (2004), podem ser considerados como o modelo para iniciar o planejamento da restauração, além de servir de parâmetro para avaliar o sucesso de todo processo, a partir da análise da trajetória desenvolvida nas áreas restauradas. Brancalion; Gandolfi; Rodrigues (2015) reafirmam que os ecossistemas de referência são o alvo principal a ser atingido por qualquer projeto de restauração, representando o estado final desejado quando se restauram áreas.

No entanto, o uso de ecossistemas como referência ou como meta a ser atingida em projetos de restauração é um assunto que gera alguns questionamentos (CHOI, 2004; RUIZ-JAEN; AIDE, 2005; HOBBS, 2007). Há quase 20 anos, White; Walker (1997) fizeram um alerta ao afirmarem que a seleção e o uso de informações de referência são de grande importância na ecologia da restauração, mas, é um grande desafio – considerando as variações que ocorrem no tempo e no espaço. Só a investigação e a experiência prática, podem ajudar a desvendar os entraves desse desafio.

Um outro aspecto considerado em estudos atuais (HOBBS; HIGGS; HARRIS, 2009; MARON et al., 2012; SUGANUMA; DURIGAN, 2015) é que parte dos componentes e propriedades dos ecossistemas históricos não podem ser restaurados dentro de um prazo aceitável de um projeto de restauração.

Jones; Schmitz (2009) salientam que os locais históricos de referência não são muitas vezes representativos dos ecossistemas que se desejam restaurar devido as variadas mudanças que sofreram ao longo do tempo, por isso, muitos estudos atuais apresentam que o mais coerente é usar sistemas de referência contemporâneos como alvo da restauração, afastando-se da idéia de restaurar de volta para os estados “naturais”. Assim, é importante considerar que há distúrbios naturais e antrópicos que influenciam na definição das diferentes trajetórias sucessionais, formando diferentes comunidades, em termos estruturais e florísticos, em uma mesma condição fisiográfica (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Partindo-se da idéia que os ecossistemas de referência devem representar metas factíveis de serem atingidas, para alguns autores (DURIGAN, 2011; MARON et al. 2012; BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015) os remanescentes florestais mais conservados da paisagem não devem ser o alvo das referências, e sim, fragmentos que permitam avaliar diferentes trajetórias sucessionais que a área restaurada pode estar seguindo.

Entretanto, apesar de haver ideias que se contrapõem em relação a ecossistemas de referência, não há um padrão a ser seguido, tampouco, há definições claras quanto ao número ideal de fragmentos florestais que devem ser usados como referência. Para Naves (2013), o uso de apenas um remanescente como referência apresenta certa fragilidade, uma vez que, traz apenas um estado da variação histórica desse ecossistema, mas, ainda assim pode proporcionar informações relevantes, se inserido no mesmo contexto e exposto aos mesmos impactos.

Considera-se essencial que os sítios de referência estejam na mesma região e próximo à área em restauração, bem como, que seja exposto às mesmas perturbações naturais, só assim, esses locais de referência servirão como possíveis modelos eficientes de planejamento e avaliação da restauração, a partir da comparação entre as áreas (SER, 2004; SOUZA, 2014).

Para melhor caracterizar um determinado ecossistema de referência, várias informações devem ser utilizadas, tais como: levantamentos florísticos e fitossociológicos de fragmentos conservados e em diferentes níveis de degradação inseridos na paisagem regional, fotografias aéreas obtidas em diferentes períodos, descrições físicas e bióticas de trechos do ecossistema que não foram destruídos, listas de espécies obtidas de ecossistemas similares, bem como espécimes de herbários e relatos históricos das populações que vivem na área do projeto (SER, 2004; BRANCALION et al., 2012).

Contudo, só é possível conhecer se um determinado ecossistema restaurado pode igualar-se ou se aproximar de um ecossistema de referência, mediante o monitoramento (DARONCO; MELO; DURIGAN, 2013).

Para isso, a Society of Ecological Restoration (SER, 2004) definiu uma série de atributos-chave que permitem fazer uma avaliação e inferir se um dado ecossistema pode ser considerado restaurado, sendo eles: (1) diversidade, similaridade e estrutura de comunidades em comparação com áreas de referência; (2) presença de espécies invasoras; (3) presença de todos os grupos funcionais; (4) ambiente físico capaz de sustentar a reprodução das populações; (5) funcionamento normal do ecossistema; (6) integração com uma matriz ecológica maior (paisagem); (7) ameaças à resiliência e à integridade do ecossistema, eliminadas ou reduzidas; (8) resiliência para suportar distúrbios naturais e (9) auto-sustentabilidade no mesmo grau do ecossistema de referência.

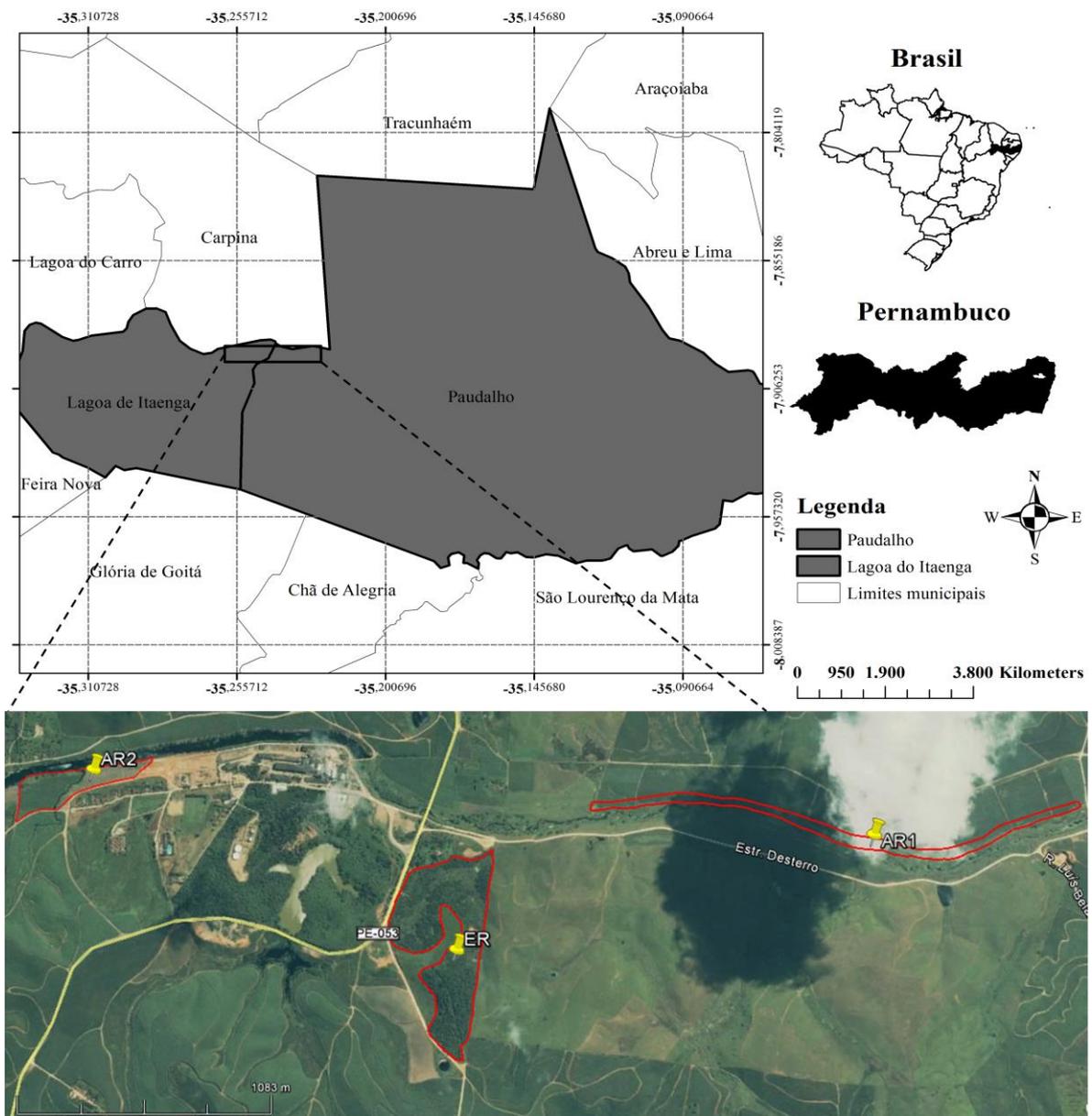
A partir da análise destes atributos, transformando-os em indicadores e aplicando-os, espera-se compreender se as áreas restauradas apresentam uma trajetória ecossistêmica semelhante às referências e metas desejadas, possibilitando inferir sobre a sustentabilidade das áreas, bem como, sugerir intervenções no processo de restauração caso esteja tendendo ao insucesso.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área de estudo

O presente trabalho foi realizado nas áreas da Usina Petribú, localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho, Zona da Mata Norte de Pernambuco, inseridas na Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe. Para o estudo, foram selecionadas duas áreas em processo de restauração (ARs) e um fragmento que serviu como ecossistema de referência (ER), apresentados na Figura 1.

Figura 1. Mapa de localização das áreas de estudo, nos municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho - PE.



Fonte: (Google Earth, ano da imagem: 2007).

Entre abril de 2008 e janeiro de 2009, a partir de um acordo firmado 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), que preconizava a implantação de Áreas de Proteção Permanente (APP) em usinas da região, a Usina Petribú iniciou o plantio nas áreas ciliares próximas à sede. A técnica de restauração adotada foi do tipo plantio total, com espaçamento de 3 x 3 m. Na época, foram restaurados 6,15 ha de mata ciliar do Engenho Conceição (AR1) e 5,11 ha na área conhecida como Petribú I (AR2). No Eng. Conceição, a área era utilizada como pasto para os animais de comunidades vizinhas, enquanto que em Petribú I, havia o cultivo da cana de açúcar, os quais foram retirados para implantação das APPs.

O ecossistema de referência (ER) foi escolhido com base nas recomendações da Sociedade Internacional para Restauração Ecológica (SER, 2004), um remanescente inserido no mesmo contexto local, com condições ambientais semelhantes e submetido às mesmas pressões antrópicas, aparentando ser o menos impactado da paisagem. O ER está localizado entre as áreas restauradas, a cerca de 2,7 km da AR1 e a 1,5 km da AR2. A Mata da Usina (ER) não é explorada a mais de 15 anos, estando com todo perímetro cercado há nove anos, o que impede a ação antrópica na área. Além disso, o ER serve de abrigo para animais da Usina, sendo encontradas capivaras, quexada, antas, quatis e outros animais.

As principais informações das áreas que compõem o presente estudo estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Características das áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e do ecossistema de referência (ER), localizados entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho - PE

| Características | AR 1 | AR 2 | ER |
|----------------------------------|-------------------------------|------------------------------|-------------------------------|
| Coordenadas geográficas | 7°53'23.00"S 35°13'16.28"O | 7°53'16.72"S 35°15'8.99"O | 7°53'40.87"S 35°14'15.35"O |
| Técnica de restauração | Plantio total | Plantio total | Sucessão natural |
| Espaçamento | 3 x 3 m | 3 x 3 m | - |
| Idade (anos) | 8 | 8 | Indeterminado |
| Histórico da área | Pastagem | Cana de açúcar | Indeterminado |
| Área total (ha) | 6,15 | 5,11 | 26,55 |
| Área amostrada (m ²) | 5000 | 5000 | 5000 |

A classificação do clima da região é do tipo As (clima tropical com estação seca), de acordo com a Köppen-Geiger. A temperatura média anual é de 24.2°C e a pluviosidade média anual de 989 mm (ALVARES et al., 2013).

De acordo com a classificação do IBGE (2012), a tipologia predominante na área é do tipo Floresta Estacional Semidecidual, sendo considerada por alguns pesquisadores que

desenvolveram estudos na região como uma área de transição entre floresta estacional e ombrófila densa.

3.2 Indicadores ecológicos

Com base na metodologia adotada por Bellotto; Gandolfi; Rodrigues (2009) e Fonseca (2011), para avaliar as áreas de estudo foi selecionado um conjunto de indicadores ecológicos, que estão apresentados na Tabela 2. Esses indicadores baseiam-se nos três atributos básicos de um ecossistema: estrutura, composição e processos ecológicos (SER, 2004; TIERNEY et al. 2009; BRANCALION et al. 2012), para avaliar o status atual das áreas. No presente estudo, foram incluídos indicadores de paisagem e de perturbações antrópicas, ambos qualitativos, para basearem os resultados encontrados a partir dos outros indicadores.

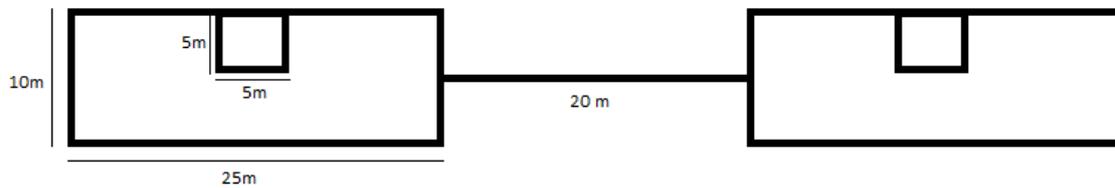
Tabela 2. Indicadores ecológicos selecionados para avaliação das áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e do ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho - PE

| Paisagem | Perturbações antrópicas | Composição | Estrutura | Função |
|---------------------|--------------------------------|-------------------------------|------------------------------|-----------------------|
| Matriz predominante | Estradas, trilhas e caminhos | Riqueza (S) | Distribuição hipsométrica | Grupos ecológicos |
| Relevo da paisagem | Fogo | Diversidade | Distribuição diamétrica | Síndrome de dispersão |
| Rochosidade | Pastejo de animais | Presença de espécies exóticas | Parâmetros fitossociológicos | Regeneração natural |
| | Presença de lixo | Presença de gramíneas | Abertura de dossel | Serapilheira |

Os indicadores selecionados foram aplicados nas áreas em processo de restauração (ARs) e no ecossistema de referência (ER), usando a mesma metodologia nas três áreas, conforme sugerido por Brancalion; Gandolfi; Rodrigues (2015).

Para a aplicação destes, foram instaladas, em cada uma das três áreas do presente estudo, 20 parcelas permanentes de 10 x 25 metros (250 m²), alocadas de forma sistemática, distanciadas 20 metros entre si, visando abranger o máximo dos ecossistemas estudados. No centro superior de cada parcela, foi instalada uma sub-parcela de 25 m² (5 x 5 m) para a avaliação de outros indicadores, como a regeneração (Figura 2).

Figura 2. Esquema das parcelas e subparcelas alocadas nas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e no ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE



3.2.1 Indicadores de paisagem

Os indicadores *Relevo* e *Rochosidade* foram avaliados dentro de cada parcela, sendo sua avaliação extrapolada para área completa. A avaliação destes dois indicadores está baseada na metodologia de Fonseca (2011), da seguinte forma:

- Relevo: de acordo com a forma predominante na paisagem, o relevo foi classificado como:
 i) plano – predominantemente plano ou com declives muito suaves; ii) suavemente ondulado – predominantemente com declínios suaves; iii) fortemente ondulado – predominância de declives acentuados.

- Rochosidade: esse indicador fornece informações sobre a influência das rochas sobre o estabelecimento dos processos ecológicos, cuja avaliação seguiu os seguintes critérios: i) nenhuma – ausência de rocha; ii) pouca – menos de 25% da área com rochas; iii) média – de 25 a 30% da área com rochas; iv) alta – mais de 50% da área com rochas.

- Matriz predominante: para melhor analisar a paisagem na qual as áreas estão inseridas e detectar a matriz que ali predomina, foi realizada avaliação visual e através de imagens de satélite do ano de 2015 do Google earth, em um raio de 5 km; permitindo inferir sobre o cenário onde estão inseridas as ARs e o ER.

3.2.2 Indicadores de perturbações antrópicas

Os indicadores de perturbações antrópicas estão relacionados com a interferência da população no processo de restauração das áreas, por isso a importância em identificá-los. Os selecionados para o presente estudo, foram: *estradas, trilhas e caminhos; fogo; pastejo de animais e presença de lixo*.

A verificação desses indicadores foi realizada visualmente (presença e ausência) dentro de cada parcela, exceto as *estradas, trilhas e caminhos* que foram avaliados nas proximidades da área, todos em valores percentuais.

3.2.3 Indicadores de composição

Para obter os resultados dos indicadores de composição e estrutura, foi realizado um levantamento florístico e fitossociológico em cada área de estudo. No levantamento em campo, foram incluídos todos os indivíduos de espécies arbóreas e arbustivas, encontrados nas parcelas, com $CAP \geq 15,0$ cm, sendo eles etiquetados, as circunferências mensuradas e a altura estimada.

O material botânico de todos os indivíduos foi coletado e levado ao Herbário Sérgio Tavares (DCFL-UFRPE) para identificação, sendo os férteis depositados. O sistema de classificação adotado foi o Angiosperm Phylogeny Group III (APG, 2009), e para confirmação dos autores e dos nomes científicos foi consultada a Lista de Espécies da Flora do Brasil (<<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>). Os indicadores analisados foram:

- Riqueza: foi determinada pelo número de espécies em cada área, a partir do levantamento florístico.
- Diversidade: a diversidade de espécies das áreas (ARs e ER) foi estimada a partir dos seguintes índices: Índice de diversidade de Shannon (H'), Índice de dominância de Simpson (C') e Índice de equitabilidade de Pielou (J).
- Presença de espécies exóticas: a partir do levantamento florístico, foi verificada a ocorrência de espécies exóticas arbóreas e/ou arbustivas nas áreas, sendo identificadas e contabilizadas. Neste estudo foram consideradas exóticas as espécies que não ocorrem naturalmente nos remanescentes de vegetação nativa da região.
- Presença de gramíneas: dentro de cada sub-parcela (25 m^2) foi estimada, visualmente, o percentual de cobertura das gramíneas, depois, obtido o percentual médio por área, para conhecer a influência destas no processo de restauração das áreas.

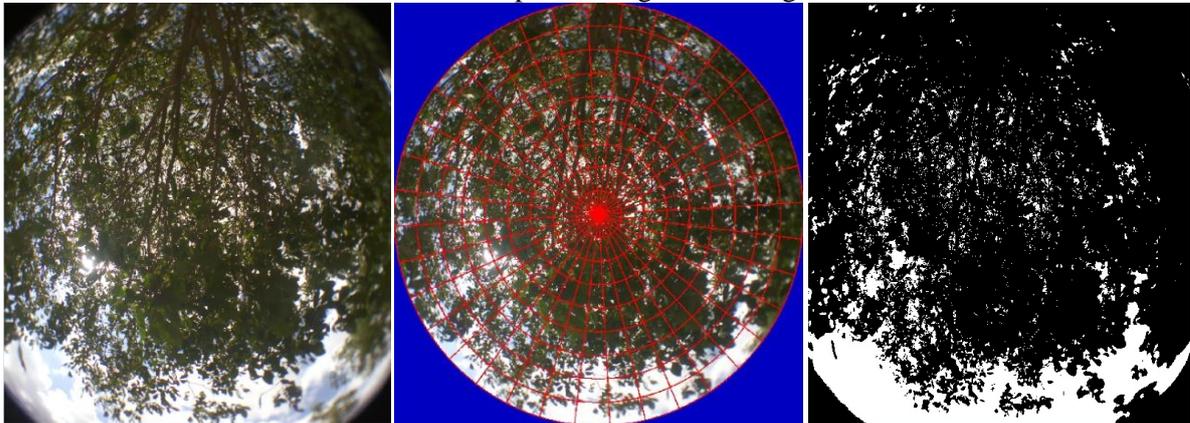
3.2.4 Indicadores de estrutura

Os indicadores de estrutura foram caracterizados da seguinte forma:

- Altura média: com a altura de todos os indivíduos (arbóreas e arbustivas), com $CAP \geq 15$ cm, encontrados nas parcelas (250 m^2), foi calculada a média das alturas dos espécimes encontrados em cada ambiente.
- Distribuição hipsométrica: para a análise da estrutura vertical foi elaborado um gráfico, para cada ambiente estudado, com o número de árvores por centro de classe de altura, com amplitude de 2 m, sendo a altura mínima considerada igual a 2 m.

- DAP médio: foi mensurada a circunferência à altura do peito (CAP) de todos os indivíduos com $CAP \geq 15$ cm, depois calculado o DAP dos espécimes e em seguida calculado o DAP médio dos indivíduos de cada área de estudo.
- Distribuição diamétrica: para análise da distribuição diamétrica dos indivíduos arbóreos, criou-se um gráfico com o número de árvores por centro de classes de diâmetro (DAP), com amplitude de 5,0 cm, para todos os indivíduos adultos amostrados em cada área. O diâmetro mínimo considerado foi de 4,77 cm.
- Parâmetros fitossociológicos: para analisar a estrutura horizontal das áreas foram calculados os parâmetros fitossociológicos: densidade absoluta e relativa, frequência absoluta e relativa, dominância absoluta e relativa, e valor de importância (MÜLLER-DOMBOIS; ELLEMBERG, 1974), utilizando para tal o Microsoft Office Excel 2010.
- Abertura do dossel: para a análise da abertura do dossel foram utilizadas fotografias hemisféricas, obtidas a partir da câmera do Quantum Go com lente acoplada de 8 mm do tipo “fisheye” com abertura de 180°, fazendo fotografias de 2 megapixels, em nível, com a parte superior da câmera na direção do norte, a 1 m do solo (com auxílio de tripé). As imagens foram tiradas no centro de cada parcela (250m²) e depois analisadas com o auxílio do software GLA (Gap Light Analyzer) (Figura 3).

Figura 3. Processamento de fotografia hemisférica no software GLA 2.0, obtida no centro de uma das áreas de estudo, localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE



O processamento das imagens baseou-se no protocolo proposto por Suganuma et al. (2008): (1) editar as configurações do programa conforme o local do experimento, (2) registrar a imagem, fixando um mesmo padrão para todas as fotos, (3) escolher o azul como plano de cor de fundo, (4) regular o limiar da imagem, (5) fazer a correção, quando necessário, de pequenos reflexos em galhos, troncos e folhas que assumiram a coloração branca e que seriam considerados como parte do dossel aberto, (6) realizar os cálculos para cobertura de copa e de luminosidade que atravessa o dossel e (7) obter a porcentagem da abertura do dossel (%).

3.2.5 Indicadores de função:

Os indicadores de função foram aplicados da seguinte forma:

- Grupos ecológicos: as espécies identificadas a partir do levantamento florístico foram agrupadas, de acordo com a proposta de classificação sucessional sugerida por Gandolfi; Leitão Filho; Bezerra (1995), como: pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e sem caracterização. Em seguida, foi avaliado qual grupo ecológico predomina nas áreas (%).

- Síndrome de dispersão: para caracterizar as espécies quanto à síndrome de dispersão de suas sementes, utilizou-se como base os critérios e categorias propostas por Pijl (1982), sendo as categorias agrupadas e aqui divididas em: zoocóricas, aquelas que possuem características relacionadas à dispersão por animais, e abióticas as que apresentam mecanismos que facilitam a dispersão pelo vento, por gravidade ou apresentam auto-dispersão.

- Regeneração natural: a análise da regeneração natural foi realizada dentro das sub-parcelas (25 m²). Os regenerantes foram considerados todos os indivíduos arbóreos com altura igual ou maior que 1 metro e com menos de 15 cm de circunferência à altura do peito (CAP_{1,30 m}). Foi feita a estimativa da altura, mensurada a circunferência à altura da base (CAB_{0,30 m}) e realizada a identificação taxonômica dos espécimes, em seguida foram calculadas a densidade (indivíduos.ha⁻¹) e riqueza, feita a classificação em grupos sucessionais, síndromes de dispersão e quanto à origem (espécies nativas regionais ou exótica). Com base na metodologia proposta Marangon et al. (2008), os indivíduos foram ainda agrupados em três classes de altura (H): classe 1 = indivíduos com $1,0 \leq H \leq 2,0$ m; classe 2 = indivíduos com $2,0 < H \leq 3,0$ m; e classe 3 = indivíduos com $H > 3,0$ m e CAP < 15,0 cm, para conhecer a estrutura da regeneração.

- Serapilheira: dentro desse indicador foram avaliados a altura da serapilheira, a proteção do solo, a serapilheira acumulada e também o banco de sementes presente nessa camada superficial do solo. As metodologias para cada variável estão descritas abaixo:

Altura da serapilheira: foi mensurada a altura (cm) da camada de folhas, ramos, sementes, frutos e detritos orgânicos de origem vegetal encontrada sobre a superfície do solo. Para isso, foi lançado aleatoriamente, cinco vezes dentro das parcelas (250 m²), um gabarito quadrado de 0,25 x 0,25 m (0,0625 m²) e medida quatro alturas dentro do gabarito, com auxílio de uma régua, obtendo-se para cada parcela 20 medidas de altura da serrapilheira.

Proteção do solo: Com base na metodologia utilizada por Fonseca (2011), a vegetação presente sobre o solo foi determinada com o auxílio de um gabarito de 0,25 m², subdividido em quatro quadrículas de 0,25 m, lançado, aleatoriamente, em cinco pontos

dentro de cada parcela (250 m²), sendo contabilizado o número de quadrículas cobertas em mais de 50% de sua área por serapilheira. O resultado é expresso em percentual variando de 0% (quando nenhuma quadrícula tem presença de cobertura) a 100% (quando todas as quadrículas apresentam presença de cobertura em mais de 50% de sua área).

Serapilheira acumulada: para a amostragem da serapilheira acumulada foi lançado aleatoriamente dentro de cada parcela um gabarito de madeira de 0,25 x 0,25 cm (0,0625 m²), no qual foi coletada toda serapilheira (folhas, ramos, frutos e flores) nele contido. Em seguida o material foi embalado em sacos plásticos e identificado, sendo levado ao Laboratório de Dendrologia da UFRPE, feita a triagem para retirar solo que por ventura estivesse misturado à amostra, em seguida transferido para sacos de papel e levado para secar na estufa a 70°C durante 48 horas. Posteriormente, o material foi pesado em balança analítica de precisão até atingir peso constante. A quantidade de serapilheira acumulada foi estimada para Mg.ha⁻¹, tendo sido coletadas no mês de março.

Banco de sementes na serapilheira: a coleta da serapilheira foi feita em quatro pontos distribuídos de forma aleatória, dentro de cada parcela, com auxílio de um gabarito quadrado de madeira de 0,25 x 0,25 m (0,0625 m²), colocado sobre a superfície do solo (SOUZA et al. 2006). A serapilheira foi armazenada em sacos plásticos, identificados por etiquetas e transportados para o Laboratório de Dendrologia da UFRPE, onde foi feita a triagem, manualmente, e verificada a quantidade de sementes presentes na camada superficial do solo de cada ambiente.

3.3 Análise dos dados

Para avaliar a similaridade entre a composição florística das ARs e do ER, foi estimado o Índice de Similaridade de Jaccard para os ambientes.

Os valores dos índices de Shannon e Simpson foram comparados quanto à significância pelo teste-t de Hutcheson (1970), ao nível de 95% de probabilidade de confiança. Este, testa a diferença entre o índice de diversidade de duas amostras, a fim de detectar diferenças significativas entre elas (MAGURRAN, 1988). Assim, foram feitas comparações dois a dois entre as áreas do estudo.

Para o cálculo de *t* de Hutcheson foi usada a seguinte fórmula:

$$t_{\text{calc.}} = \frac{H'_1 - H'_2}{\sqrt{\sigma^2 H'_1 + \sigma^2 H'_2}}$$

A variância de H' foi calculada com:

$$\sigma^2 H' = \frac{\sum \left(\frac{n_i}{N}\right) \left[\ln\left(\frac{n_i}{N}\right)\right]^2 - \left[\sum \left(\frac{n_i}{N}\right) \left[\ln\left(\frac{n_i}{N}\right)\right]\right]^2}{N} + \frac{S - 1}{2N^2}$$

Para encontrar os graus de liberdade (GL), utilizou-se a expressão:

$$GL = \frac{(\sigma^2 H'_1 + \sigma^2 H'_2)^2}{\frac{(\sigma^2 H'_1)^2}{N_1} + \frac{(\sigma^2 H'_2)^2}{N_2}}$$

Para o índice de diversidade de Simpson o teste-t é calculado da mesma forma que foi calculado para o índice de Shannon, com a substituição dos valores de H' pelos valores de D e a variância para o índice de Simpson calculada pela fórmula:

$$S^2_D = \frac{4 [\sum p_i^3 - (\sum p_i^2)^2]}{N}$$

Onde p_i é a proporção de indivíduos da espécie i , dada por:

$$p_i = n_i / N$$

Em que:

H'_1 = índice de diversidade da comunidade 1;

H'_2 = índice de diversidade da comunidade 2;

n_i = número de indivíduos da espécie i ;

N = número total de indivíduos;

\ln = logaritmo na base natural;

$\sigma^2 H'$ = variância de H' .

Assim, obteve-se o valor tabelado de $t_{(\alpha, GL)}$ para comparar com t_{calc} . Quando o valor calculado foi maior que o tabelado, aceitou-se a hipótese alternativa de que as amostras (áreas) possuem índices estatisticamente diferentes para um determinado nível de probabilidade de confiança. Neste estudo, foi utilizado o nível de 95% de probabilidade ($\alpha < 0,05$) para tal hipótese.

Para comparar a altura média, o CAP médio, os dados de serapilheira e os valores da abertura de dossel dos três ambientes de estudo, os dados foram submetidos à Análise de Variância (ANOVA), testada a normalidade e, quando os resultados foram significativos (a 5%), aplicou-se o teste de Tukey para comparação das médias, utilizando o software Assisat

7.7. Para garantir a aplicação de testes de significância baseados na distribuição F, foi calculado o teste de normalidade (SNEDECOR; COCHRAN, 1989) nas variáveis, utilizando o teste Kolmogorov–Smirnov. A fim de cumprir com os pressupostos, quando necessário, foi utilizado o método proposto por Box e Cox (1964) para estabilizar a variância por meio de uma potência lambda (λ) estimada por máxima verossimilhança. A transformação Box-Cox automaticamente identifica uma transformação a partir de uma família de transformações $Y^\lambda = Y^\lambda$ de potência de Y (SCHNEIDER; SCHNEIDER; SOUZA, 2009), sendo que $Y(\lambda) = (Y^\lambda - 1) / \lambda$ para tal $\lambda \neq 0$ e $Y(\lambda) = \ln(Y)$ para $\lambda = 0$. Em suma, quando os dados apresentaram normalidade, ou que após transformações pelo método Box-Cox atenderam as pressuposições do modelo, foi realizada a ANOVA e em seguida o teste de Tukey.

3.4. Ações corretivas para as áreas em restauração

Com base no que foi avaliado, a partir dos indicadores ecológicos, e diante da necessidade de contribuir com o desenvolvimento das áreas em processo de restauração do presente estudo, foram propostas ações corretivas para controlar/eliminar os problemas observados nas ARs na tentativa de contribuir para que elas atinjam uma trajetória ecológica eficiente e, se possível, semelhante ao ER, tornando-as sustentáveis.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Indicadores ecológicos

4.1.1 Indicadores de paisagem

A análise realizada a partir dos indicadores de paisagem objetivou caracterizar o cenário onde as áreas em restauração estão se estabelecendo, uma vez que a condição da paisagem pode favorecer ou não esse processo.

Analisando o cenário entre as ARs e ER, verificou-se que a matriz predominante é a cana-de-açúcar, havendo poucas manchas e corredores florestais entre os ecossistemas (Figura 4). Ao verificar esta situação, é possível inferir que, pela predominância de uma matriz impermeável (cana-de-açúcar) e a ausência de fragmentos que conectam as áreas, é provável que a paisagem possua baixa resiliência, contribuindo minimamente com a restauração das áreas devido às dificuldades de trocas e fluxo gênico entre os ecossistemas.

Essa informação é confirmada por alguns autores que destacam que a permeabilidade da matriz está associada à habilidade de uso e de movimento das espécies animais na matriz. Assim, quanto mais impermeável, maior a dificuldade de troca entre os ambientes florestais (LYRA-JORGE; CIOCHETI; PIVELLO, 2008; FRANKLIN; LINDENMAYER, 2009; SANTOS-FILHO et al., 2012).

Em relação às características da matriz, Santos-Filho et al. (2012) ressaltam que ambientes onde predominam a monocultura de cana-de-açúcar são hostis para a biodiversidade dos organismos florestais, afirmando ainda, que a matriz determina as condições em que os fragmentos florestais estão expostos, bem como, a eficiência da dispersão de espécies florestais e a abundância de recursos disponíveis. O que vem corroborar com a ideia de que a paisagem onde estão inseridas as ARs pode não estar influenciando positivamente no processo de restauração delas, devido ao tipo de matriz que predomina bem como ao isolamento das áreas.

Figura 4. Imagem aérea da paisagem onde estão inseridas as áreas de estudo (ARs e ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE



Fonte: (Google Earth, ano da imagem: 2015).

Em relação ao relevo, verificou-se que as duas áreas em processo de restauração possuem relevo plano, e que no ER o relevo varia de plano a levemente ondulado. Essa análise do relevo permite compreender aspectos do solo que podem, futuramente, comprometer o desenvolvimento das espécies, a partir da ocorrência de processos erosivos, da baixa retenção de umidade, lixiviação de nutrientes, entre outros. Segundo Magnago et al. (2012), relevos com declividade acentuada estão mais propícios a processos erosivos, influenciando diretamente na sucessão ecológica, uma vez que determinam as condições de luminosidade e umidade do local. Então, pode-se afirmar que nas ARs, as condições do relevo não afetam o desenvolvimento das espécies e nem a ocorrência de processos ecológicos, como por exemplo a germinação das sementes do banco do solo.

Em relação à rochosidade, observou-se que não há predominância de rochas nas ARs nem no ER. É importante salientar que, em grande quantidade, a presença de rochas pode prejudicar o estabelecimento dos espécimes, requerendo uma seleção de plantas adaptadas a esta condição de solo pouco desenvolvido; o que não foi observado nas áreas do presente estudo.

4.1.2 Indicadores de perturbações antrópicas

A ação antrópica (direta ou indireta) é, na maioria das vezes, a responsável pela alteração ambiental em ambientes naturais, ocasionando a substituição da vegetação nativa por pastagens, agricultura, estradas, represas e outros (JORDANO et al., 2006).

Com a observação dos indicadores de perturbações antrópicas, é possível identificar a influência do homem no ambiente em restauração e, conseqüentemente, compreender como suas ações estão influenciando no processo de restauração. Em resumo, os indicadores antrópicos observados nas áreas de estudo encontram-se apresentados na Tabela 3.

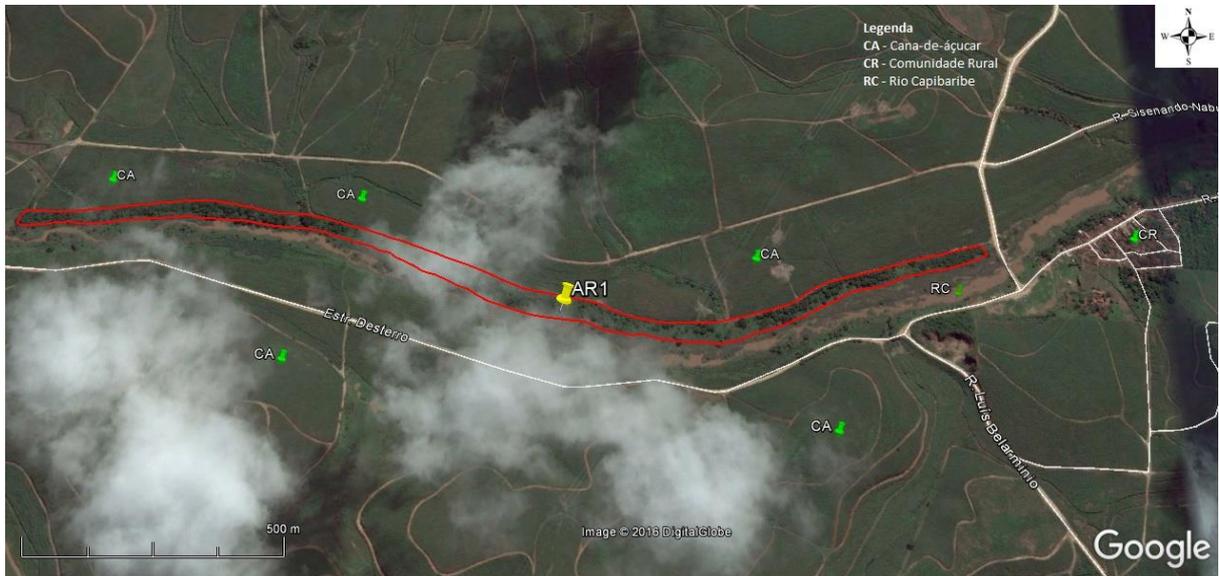
Tabela 3. Presença dos vestígios antrópicos dentro das áreas de estudo (ARs e ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE

| | Estradas e trilhas | Fogo | Pastejo de animais | Presença de lixo |
|------------|---------------------------|-------------|---------------------------|-------------------------|
| AR1 | X | - | X | X |
| AR2 | X | - | X | X |
| ER | X | - | - | X |

Na AR1 (Figura 5), verificou-se a presença de estradas na margem de toda área em restauração, bem como, a presença de dejetos de animais ruminantes (70% das parcelas) e de lixo (40% das parcelas), não sendo encontrado vestígios direto de fogo. O agravante principal observado na AR1 é a proximidade com uma comunidade rural, localizada a menos de 200 m

do início da área, justificando a quantidade de vestígios antrópicos encontrados em AR1 e, principalmente, a frequência de animais (bovinos e equinos) ali observados (Figura 6).

Figura 5. Imagem aérea da área em restauração 1 (AR1), em destaque, nas margens do Rio Capibaribe, localizada em Paudalho – PE



Fonte: (Google Earth, ano da imagem: 2015)

Figura 6. Vestígios de ações antrópicas encontradas na área em restauração 1 (AR1), localizada em Paudalho – PE (sendo: A- presença de lixo; B- presença de animais)



Foto: SILVA (2016)

Na AR2 (Figura 7), a estrada também circunda toda área, sendo mais movimentada em época de moagem da Usina. Porém, uma das margens da AR2 localiza-se próxima à garagem dos caminhões da Usina, frequentada comumente por trabalhadores. Além disso, a menos de 100 m da AR2 está localizada a Vila da Usina, onde residem alguns funcionários. Na AR2, a presença de dejetos de animais ruminantes foi menos observada do que na AR1, estando apenas em 10% das parcelas, enquanto que a presença de lixo foi igual em ambas as áreas (40% das parcelas).

Figura 7. Imagem aérea da área em restauração 2 (AR2), em destaque, nas margens do Rio Capibaribe, localizada em Lagoa de Itaenga - PE



Fonte: (Google Earth, ano da imagem: 2015)

Figura 8. Vestígios de ações antrópicas encontradas na área em restauração 2 (AR2), localizada em Lagoa de Itaenga – PE (sendo: A- presença de lixo; B- vestígios de animais)



Foto: SILVA (2016)

Apesar de estarem expostas aos mesmos fatores de degradação (estradas, pastejo de animais e lixo), na AR1, observou-se uma maior ocorrência e quantidade dos vestígios antrópicos, o que pode ser explicado pelo tipo de comunidade que está localizada próximo à área, a qual faz uso da terra soltando seus animais na área em restauração. Em ambas, não foram observados vestígios de fogo, porém, como estão localizadas muito próximas às áreas de cultivo da cana-de-açúcar (que sofrem a queima nas épocas de moagem da Usina) cabe ressaltar que as ARs devem sofrer indiretamente com as queimadas, o que pode afetar continuamente o solo, o banco de sementes e a regeneração natural das áreas.

É certo que as perturbações antrópicas são uma ameaça para a grande maioria dos ecossistemas florestais, principalmente para áreas que estão em restauração, e, por isso,

devem ser evitadas, uma vez que, comprometem o desenvolvimento da restauração, impedindo que os processos fundamentais para restauração sejam iniciados. Por isso, de acordo com Martins (2014), para o sucesso de qualquer projeto de restauração de matas ciliares é imprescindível a conscientização da sociedade sobre a importância dessas florestas, principalmente, daqueles que estão diretamente em contato com esses ambientes ribeirinhos.

No ER (Figura 9), além das estradas que o margeiam, existe uma localizada dentro do fragmento. Há cerca de nove anos, esta estrada era utilizada, mas após o cercamento do fragmento, sua utilização foi reduzida, uma vez que, atualmente, parte dela ainda é usada com baixa frequência para passeios de quadriciclos. O outro trecho da estrada que corta parte do fragmento estudado está visivelmente desativada, sendo possível observar a presença de cobertura vegetal com indivíduos regenerantes (Figura 10a). Não foram observados dejetos de animais ruminantes nem vestígios de fogo no remanescente, no entanto, foi observada em três parcelas uma pequena quantidade de lixo, que não aparentava ter sido jogado recentemente, pois estavam em decomposição. Contudo, ao analisar os indicadores de perturbações antrópicas no ER, pode-se inferir que o mesmo não sofre impacto direto oriundo da ação humana. Cabe ressaltar que foram vistos animais silvestres como quati, queixada, anta e capivara (Figura 10b), permitindo inferir que o ER é pouco atingido por perturbações humanas, uma vez que, locais antropizados não abrigam esse tipo de animais.

Figura 9. Imagem aérea do ecossistema de referência (ER), em destaque, localizada próximo as ARs, em Paudalho-PE



Fonte: (Google Earth, ano da imagem: 2015)

Figura 10. Aspectos observados no ecossistema de referência (ER), localizado em Paudalho – PE (sendo: A- estrada desativada localizada no início do fragmento; B- animal silvestre (quati) encontrado no fragmento)



Foto: SILVA (2016)

Nota-se, com base neste grupo de indicadores, uma diferença no grau de impactos antrópicos entre as ARs e o ER, estando o último protegido dessas interferências e as ARs muito sujeitas a elas.

Dentre os inúmeros impactos que as ações antrópicas podem estar causando as áreas em processos de restauração, o comprometimento do estabelecimento da regeneração natural é o principal deles, uma vez que, o frequente pisoteio de animais afeta o desenvolvimento das plantas. Esse pisoteio corriqueiro dos animais sobre o solo causam redução na capacidade de estoque de água e afeta os atributos físicos do solo que são favoráveis ao crescimento do sistema radicular, gerando, por conseguinte, queda de produtividade da vegetação, deixando os ambientes submetidos a prejuízos nos processos sucessionais e de regeneração (SAMPAIO; GUARINO, 2007; PARENTE; MAIA, 2011). Além disso, a frequência humana deixa as áreas sujeitas a explorações, como corte de árvores e caça de animais, o que não favorece o processo de restauração.

4.1.3 Indicadores de composição

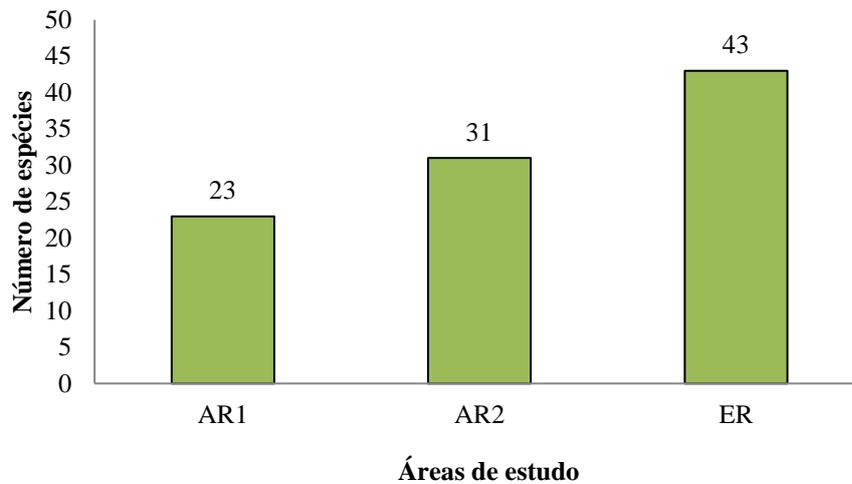
A partir dos indicadores de composição pode-se conhecer a quantidade de espécies ocorrentes nas áreas, bem como, a diversidade florística e outros aspectos importantes da vegetação presente nas áreas de estudo.

Em relação à riqueza de espécies (S) (Figura 11), foi possível perceber que no ER há mais espécies do que as áreas em processo de restauração; e entre os ambientes restaurados, a AR2 apresentou-se mais rica em espécies de que a AR1.

É natural que a riqueza encontrada no ecossistema de referência tenha sido maior de que nas áreas em processo de restauração, afinal, o ER teve longo tempo para evoluir na

paisagem e suas espécies se adaptarem às condições, sendo as ARs ambientes implantados há apenas oito anos. Por isso, o uso de uma única área para caracterizar o ecossistema de referência deve ser entendido com ressalva, uma vez que essa área teve uma trajetória histórica que não necessariamente se repetirá para as áreas em processo de restauração (WHITE; WALKER, 1997), apesar de atualmente estarem inseridas na mesma paisagem (composta principalmente pela cultura da cana-de-açúcar).

Figura 11. Número de espécies (S) das duas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e do ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE



Quando comparada a riqueza de espécies encontradas nas áreas em processo de restauração com a riqueza de ecossistemas naturais ciliares, pondera-se que nas ARs deveria haver um maior número de espécies. Essa afirmação é respaldada por alguns trabalhos, como o de Oliveira (2006) que, estudando quatro ecossistemas naturais ciliares próximos às áreas deste estudo, encontrou 29, 36, 41 e 63 espécies nos ambientes.

De acordo com Martins (2014), a utilização de poucas espécies em projetos de restauração, em um cenário com baixa resiliência, pode levar ao insucesso, uma vez que, se houverem ataques sucessivos de pragas, as áreas são dominadas por gramíneas e trepadeiras agressivas e perderão grande parte de seus indivíduos arbóreos.

Brancalion et al. (2010) defendem que a restauração com elevado número de espécies arbóreas pode levar à criação de diferentes micro-habitats e nichos, os quais facilitarão a auto sustentação da floresta. Por sua vez, Durigan et al. (2010) afirmam que a busca por elevado número de espécies, quando não bem planejada, pode trazer danos como identificações equivocadas, contaminação genética e até extinção de populações localmente raras pela falta de cuidado na coleta das sementes. Contudo, o uso de alta riqueza de espécies por si só, de fato, não garante que haverá sucesso na restauração, porém, se o objetivo da restauração é

restabelecer a biodiversidade de espécies nativas nas áreas, fazer uso de maior número de espécies já na implantação é um ganho efetivo.

Como descrito na Tabela 4, na composição das áreas de estudo, observou-se na AR1 23 espécies botânicas (20 identificadas, 2 em nível de gênero e 1 a nível de família), distribuídas em 11 famílias; na AR2 foram encontradas 31 espécies (30 identificadas e 1 em nível de família), distribuídas em 15 famílias; e no ER haviam 43 espécies (40 identificadas, 1 em nível de gênero e 1 em nível de família), agrupadas em 23 famílias.

Tabela 4. Lista das espécies encontradas no componente arbóreo das duas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e no ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE (sendo: OR: origem, N: nativas, E: exóticas; GE: grupo ecológico, Pi: pioneira, Si: secundária inicial, St: secundária tardia, Sc: sem caracterização; SD: síndrome de dispersão, Abio: abiótica, Zoo: zoocórica)

| Família/Espécie | Nº de indivíduos | | | OR | GE | SD |
|---|------------------|-----|----|----|----|------|
| | AR1 | AR2 | ER | | | |
| Anacardiaceae | | | | | | |
| <i>Anacardium occidentale</i> L. | | 3 | | N | Pi | Zoo |
| <i>Astronium fraxinifolium</i> Schott | | | 5 | N | Si | Abio |
| <i>Mangifera indica</i> L. | | 1 | | E | Sc | Zoo |
| <i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi | 32 | | | N | Pi | Zoo |
| <i>Spondias mombin</i> L. | | 2 | | N | Pi | Zoo |
| <i>Tapirira guianensis</i> Aubl. | 1 | | | N | Pi | Zoo |
| Annonaceae | | | | | | |
| <i>Annona montana</i> Macfad. | | 2 | | N | Si | Zoo |
| <i>Annona salzmannii</i> A.DC. | | 1 | | N | Sc | Zoo |
| Apocynaceae | | | | | | |
| <i>Tabernaemontana flavicans</i> Willd. ex Roem. & Schult. | | | 11 | N | Si | Zoo |
| Bignoniaceae | | | | | | |
| Bignoniaceae 1 | | | 20 | | Sc | - |
| Bignoniaceae 2 | | | 6 | | Sc | - |
| <i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos | 3 | | | N | St | Abio |
| <i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose | | | 6 | N | Si | Abio |
| <i>Handroanthus</i> sp. | 1 | | | - | Sc | Abio |
| <i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore | 1 | 1 | | N | Si | Abio |
| <i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) Bertero ex A.DC. | | 11 | | E | Sc | Abio |
| <i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth | | 1 | | E | Pi | Abio |
| Boraginaceae | | | | | | |
| <i>Cordia sellowiana</i> Cham. | | | 21 | N | Si | Zoo |
| Capparaceae | | | | | | |
| <i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl | | | 10 | N | Sc | Zoo |
| Chrysobalanaceae | | | | | | |
| <i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch | | 3 | | N | Si | Zoo |

Continua...

Tabela 4. Continuação

| Família/Espécie | N° de indivíduos | | | OR | GE | SD |
|--|------------------|-----|----|----|----|------|
| | AR1 | AR2 | ER | | | |
| Erythroxylaceae | | | | | | |
| <i>Erythroxylum passerinum</i> Mart. | | | 3 | N | St | Zoo |
| <i>Erythroxylum simonis</i> Plowman | | | 24 | N | St | Zoo |
| <i>Erythroxylum</i> sp. | | | 25 | - | Sc | - |
| Euphorbiaceae | | | | | | |
| <i>Euphorbia tirucalli</i> L. | | | 1 | E | Pi | - |
| <i>Jatropha curcas</i> L. | | 2 | | N | Pi | Zoo |
| <i>Ricinus communis</i> L. | 1 | | | E | Pi | Abio |
| Fabaceae | | | | | | |
| <i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record | | | 48 | N | Pi | Abio |
| <i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan | | | 7 | N | Si | Abio |
| <i>Adenanthera pavonina</i> L. | 7 | 3 | | E | Si | Abio |
| <i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth | | | 3 | N | St | Abio |
| <i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard | 4 | | | E | Si | Abio |
| <i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong | | 7 | | N | Pi | Abio |
| Fabaceae 1 | 1 | | | - | Sc | - |
| Fabaceae 2 | 1 | | | - | Sc | - |
| <i>Geoffroea spinosa</i> Jacq. | 1 | 33 | | N | Pi | Zoo |
| <i>Inga</i> cf. <i>capitata</i> Desv. | | 7 | | N | Pi | Zoo |
| <i>Inga edulis</i> Mart. | 15 | | | N | Pi | Zoo |
| <i>Inga ingoides</i> (Rich.) Willd. | | 3 | | N | Si | Zoo |
| <i>Inga striata</i> Benth. | 24 | | | N | Pi | Zoo |
| <i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit | 1 | 14 | | E | Pi | Abio |
| <i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz | | 6 | | N | Si | Abio |
| <i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld | | | 9 | N | Si | Abio |
| <i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth. | | 9 | | N | Pi | Abio |
| <i>Mimosa</i> sp. | | 2 | | - | Sc | - |
| <i>Paubrasilia echinata</i> (Lam.) E. Gagnon, H.C.Lima & G.P.Lewis | | | 18 | N | St | Abio |
| <i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth. | | 15 | | E | Pi | Zoo |
| <i>Senna siamea</i> (Lam.) H.S.Irwin & Barneby | | 1 | | E | Pi | Abio |
| <i>Swartzia pickelii</i> Killip ex Ducke | | | 1 | N | Si | Zoo |
| Hypericaceae | | | | | | |
| <i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy | | | 2 | N | Pi | Zoo |
| Lamiaceae | | | | | | |
| <i>Tectona grandis</i> L.f. | | 4 | | E | Sc | Abio |
| <i>Vitex rufescens</i> A.Juss. | | | 7 | N | Sc | Zoo |
| Malpighiaceae | | | | | | |
| <i>Malpighia emarginata</i> DC. | | 2 | | E | Sc | Zoo |
| Malvaceae | | | | | | |
| <i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna | 3 | 81 | | N | Si | Abio |
| <i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. | 1 | | 1 | N | Pi | Zoo |
| <i>Sterculia foetida</i> L. | 3 | 4 | | E | Sc | Zoo |

Continua...

Tabela 4. Continuação

| Família/Espécie | Nº de indivíduos | | | OR | GE | SD |
|--|------------------|-----|-----|----|----|------|
| | AR1 | AR2 | ER | | | |
| Meliaceae | | | | | | |
| <i>Azadirachta indica</i> A.Juss. | 3 | 55 | | E | Sc | Zoo |
| <i>Trichilia hirta</i> L. | | | 9 | N | Si | Zoo |
| Moraceae | | | | | | |
| <i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam. | | | 1 | E | Sc | Abio |
| <i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber | | | 1 | N | Si | Zoo |
| <i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud. | | | 3 | N | Pi | - |
| <i>Morus nigra</i> L. | 1 | | | E | Pi | Zoo |
| Myrtaceae | | | | | | |
| <i>Campomanesia dichotoma</i> (O.Berg) Mattos | | | 2 | N | St | Zoo |
| <i>Campomanesia eugenoides</i> (Cambess.) D.Legrand ex Landrum | | | 7 | N | Si | Abio |
| <i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels | 57 | 40 | 1 | E | Pi | Zoo |
| Nyctaginaceae | | | | | | |
| <i>Guapira laxa</i> (Netto) Furlan | | | 7 | N | Si | Zoo |
| <i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz | | | 63 | N | Si | Zoo |
| Phyllanthaceae | | | | | | |
| <i>Margaritaria nobilis</i> L.f. | | | 3 | N | St | Abio |
| Polygonaceae | | | | | | |
| <i>Coccoloba mollis</i> Casar. | | | 13 | N | Pi | Zoo |
| Rhamnaceae | | | | | | |
| <i>Ziziphus joazeiro</i> Mart. | | 1 | 5 | E | Pi | Zoo |
| Rubiaceae | | | | | | |
| <i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum. | | | 10 | N | Si | Abio |
| <i>Genipa americana</i> L. | 1 | 4 | 2 | N | St | Zoo |
| <i>Tocoyena brasiliensis</i> Mart. | | | 1 | N | St | Zoo |
| Rutaceae | | | | | | |
| <i>Zanthoxylum monogynum</i> A.St.-Hil. | | | 2 | N | Si | Abio |
| <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam. | | | 1 | N | Si | Zoo |
| Salicaceae | | | | | | |
| <i>Casearia hirsuta</i> Sw. | | | 15 | N | Si | Zoo |
| <i>Casearia sylvestris</i> Sw. | | | 92 | N | Si | Zoo |
| Sapindaceae | | | | | | |
| <i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl. | | | 108 | N | Pi | Zoo |
| <i>Cupania impressinervia</i> Acev.-Rodr. | | | 63 | N | Si | Zoo |
| <i>Talisia esculenta</i> (Cambess.) Radlk. | 1 | 1 | 37 | N | St | Zoo |
| Urticaceae | | | | | | |
| <i>Cecropia pachystachya</i> Trécul | 1 | 6 | 1 | N | Pi | Zoo |

A família com mais representantes nas três áreas foi a Fabaceae, com oito, onze e seis espécies na AR1, AR2 e ER, respectivamente. Esta família é uma das responsáveis pela grande diversidade vegetal das florestas tropicais, tendo papel de destaque como elemento

florístico nas principais formações vegetacionais brasileiras, principalmente em trechos da Floresta Atlântica (ZIMMERMANN et al., 2012).

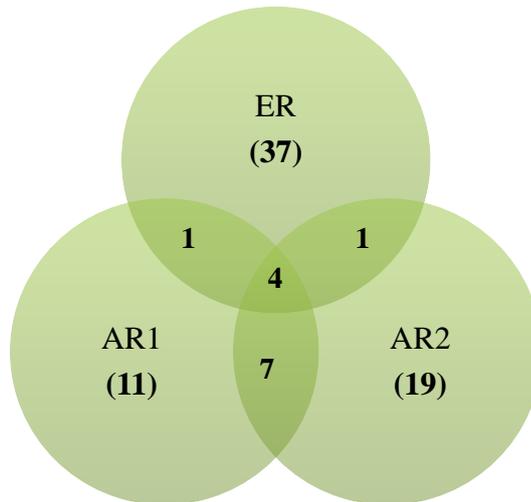
Com relação às espécies, a que apresentou maior número de indivíduos na AR1 foi a *Syzygium cumini* (n=57), na AR2 a *Ceiba speciosa* (n=81) e no ecossistema referência *Allophylus edulis* (n=108), demonstrando que as espécies mais abundantes nas comunidades são diferentes em cada um dos ambientes, possuindo também características diferentes. A espécie arbórea *Syzygium cumini*, conhecida por Azeitona ou Jamelão, é nativa da Ásia tropical, particularmente da Índia e Tailândia, e cultivada em vários países dentre os quais o Brasil, sendo observada atualmente em diversos estados das regiões sudeste, nordeste e norte do país; é normalmente encontrada em áreas de florestas secundárias e agrícolas abandonadas em grande quantidade, sendo considerada em alguns estudos como invasora (MIGLIATO et al., 2006; NUNES; MARTINS, 2010; SOBRAL et al. 2015). A *Ceiba speciosa*, conhecida popularmente como Paineira, é uma espécie nativa da América do Sul, concentrada no Brasil e na Argentina, mas, é cultivada também em regiões tropicais e subtropicais; no Brasil é encontrada nos domínios fitogeográficos da Amazônia, Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica, sendo utilizada na ornamentação, na arborização urbana e na restauração de áreas; é uma planta decídua, que possui acúleos no tronco e anualmente produz grande quantidade de sementes que são disseminadas pelo vento graças à sua fixação à paina (SOUZA et al. 2003; LORENZI, 2014; DUARTE, 2015). *Allophylus edulis* é uma espécie arbustiva/arbórea, nativa do Brasil, com ampla distribuição geográfica, encontrada na Amazônia, Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica, estando dispersa por todas as regiões do país; é a principal representante do gênero nas florestas estacionais semidecíduais, sendo encontrada tanto no interior de matas mais preservadas, como em capoeiras e próximas a localidades com cursos d'água (COELHO, 2014; SOMNER et al. 2015).

A partir da Figura 12, pode-se observar a quantidade de espécies que são comuns entre a AR1, AR2 e ER.

De todas as espécies encontradas, apenas quatro estiveram presentes nos três ambientes: *Cecropia pachystachya*, *Genipa americana*, *Syzygium cumini* e *Talisia esculenta*. Destas, a única que não faz parte da fitofisionomia da Floresta Estacional Semidecidual, considerada como exótica, é a *Syzygium cumini*, logo não deveria estar presente no ambiente natural nem tão pouco nas áreas em restauração. De acordo com o Instituto Hórus (2016), a *Syzygium cumini* é uma espécie que compete com as nativas, dificultando o processo de

regeneração e, assim, interferindo na sucessão vegetal, além de invadir preferencialmente, áreas de florestas secundárias e agrícolas abandonadas.

Figura 12. Diagrama de Venn com o número de espécies comuns as duas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e ao ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE



Entre as duas áreas de restauração (AR1=23 spp.; AR2=31 spp.), que possuem a mesma idade, 11 espécies são comuns: *Adenantha pavonina*, *Azadirachta indica*, *Cecropia pachystachya*, *Ceiba speciosa*, *Genipa americana*, *Geoffroea spinosa*, *Leucaena leucocephala*, *Sterculia foetida*, *Syzygium cumini*, *Tabebuia aurea* e *Talisia esculenta*, sendo 7 delas ocorrentes apenas em AR1 e AR2. Cabe ressaltar que destas espécies citadas, quatro são exóticas e não deveriam ter sido plantadas nas ARs, uma vez que se busca a maior semelhança possível com os ambientes naturais quando se planeja restaurar um ecossistema. Dentre elas, a *Leucaena leucocephala* é, de acordo com Martins (2014), uma espécie agressiva e de rápido crescimento, que pode também inibir a sucessão secundária em áreas em restauração florestal e formar povoamentos homogêneos, com características indesejadas a APPs em restauração.

Entre AR1 e o ER as cinco espécies comuns aos ambientes foram: *Cecropia pachystachya*, *Genipa americana*, *Guazuma ulmifolia*, *Syzygium cumini* e *Talisia esculenta*. Já entre AR2 e ER, foram: *Cecropia pachystachya*, *Genipa americana*, *Syzygium cumini*, *Talisia esculenta* e *Ziziphus joazeiro*.

Corroborando com o que foi observado em relação às espécies que compõem as áreas, o índice de similaridade de Jaccard entre as três áreas foi baixo, conforme exposto na Tabela 5. Sabendo-se que apenas as comunidades com valores acima de 0,25 podem ser consideradas similares (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBER, 1974), nota-se que a composição das ARs

são consideradas similares (26%), e que, nenhuma delas se assemelham ao ER, apresentando valores inferiores ao desejado.

Tabela 5. Índice de similaridade de Jaccard comparando as duas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) com o ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE

| | AR1 | AR2 | ER |
|------------|------------|-------------|-----------|
| AR1 | - | 0,26* (26%) | 0,08 (8%) |
| AR2 | | - | 0,07 (7%) |
| ER | | | - |

* Áreas consideradas similares

Em termos de diversidade, o ecossistema de referência apresentou índice de Shannon igual a 2,97 nats/ind., a AR2 com 2,56 nats/ind. e a AR1 com 2,11 nats/ind, conforme apresentado na Tabela 6. Quando submetidas ao teste de Hutcheson, observa-se que o valor do índice de Shannon da AR1 não difere estatisticamente da AR2, porém, ambos os valores, são considerados inferiores e estatisticamente diferentes do ER, com 95% de probabilidade de confiança. Essa análise permite inferir que a diversidade nas ARs é semelhante e difere do ecossistema de referência, corroborando com os dados de similaridade. Se comparados a outros estudos, nota-se que os valores de H' estimados no presente estudo são inferiores ao encontrado por Holanda (2008) com 3,29 nats/ind. e próximos ao que foi observado por Oliveira (2006), que obteve índices entre 2,56 a 3,69 nats/ind. em fragmentos ciliares, todos inseridos no contexto da Floresta Estacional Semidecidual próximos às áreas do presente estudo.

Tabela 6. Índices de diversidade estimados para as áreas em restauração (AR1 e AR2) e o ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE

| Índices | AR1 | AR2 | ER |
|---|------------|------------|-----------|
| Índice de diversidade de Shannon (H') | 2,11 a | 2,56 a | 2,97 b |
| Índice de dominância de Simpson (C) | 0,81 a | 0,88 b | 0,92 c |
| Índice de uniformidade de Pielou (J') | 0,67 | 0,74 | 0,79 |

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

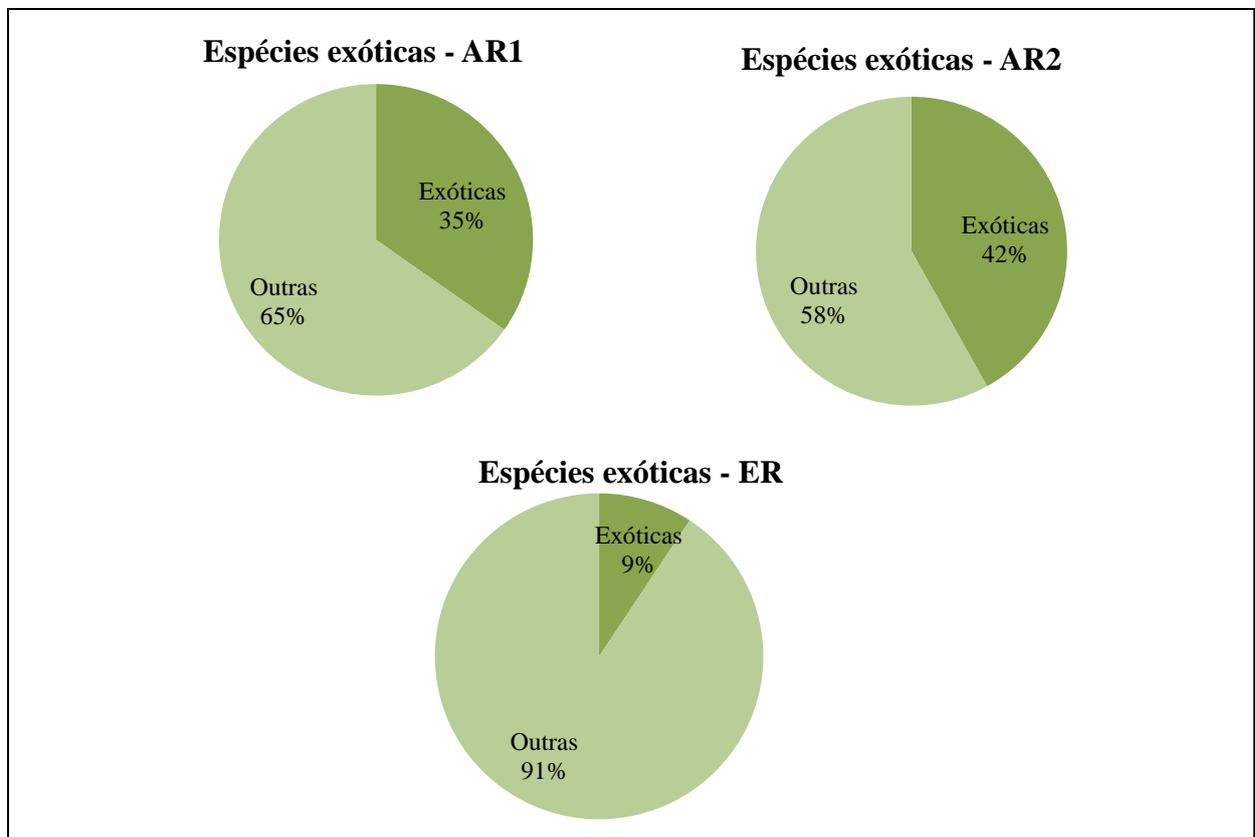
O índice de dominância de Simpson é utilizado também para conhecer a diversidade de uma área, de forma que, quanto mais próximo de 1, maior é a diversidade, logo, a dominância de espécies é menor, seguindo o mesmo padrão dos outros índices. Avaliando os valores de Simpson (C) a partir do teste de Hutcheson observa-se que ambos diferem significativamente entre si, logo, pelo índice de Simpson, a AR1 possui menor diversidade do que a AR2 e ambas, do ER.

A partir do índice de uniformidade de Pielou (J') observa-se que as ARs apresentaram valores próximos ao ER. Sabendo-se que o valor máximo a ser atingido por este índice é 1, e que quanto mais próximo de 0 há tendência de apenas uma espécie dominar a comunidade, infere-se que nas áreas de estudo não há dominância de determinadas espécies, uma vez que, os valores observados tendem a 1, apresentando-se de forma distribuída.

No geral, unindo os dados de diversidade, avaliados a partir dos índices apresentados, nota-se que ambas ARs estão com diversidade inferior ao ER, e entre elas, AR1 está menos diversa do que AR2, com valores próximos.

Em relação às espécies exóticas como um todo, observou-se na AR1, 8 espécies exóticas de um total de 23; na AR2, de 31 espécies 13 são exóticas; e no ER, apenas 4 são exóticas em um total de 43 spp., conforme observado na Figura 13 que mostra os valores em porcentagem. Os valores encontrados nas ARs, além de estarem acima do ER, são ainda superiores aos observado por Marcuzzo (2012), que estudando áreas em restauração há sete anos, encontrou um percentual de espécies exóticas que variou de 17 a 26%.

Figura 13. Percentual de espécies exóticas encontradas nas áreas de estudo, localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE (sendo, outras: espécies nativas e indeterminadas)



Ao analisar as exóticas em relação ao número de indivíduos, os valores percentuais aumentam ainda mais. Na AR1, 46,85% dos indivíduos são exóticos (77 de 164 ind.), na AR2 46,77% (152 de 325 ind.) e no ER apenas 1,19% dos indivíduos não são naturais da tipologia da região (8 de 675 ind.). Por se tratarem de áreas em processo de restauração, que devem se assemelhar aos ecossistemas naturais, os valores encontrados nas ARs não foram satisfatórios.

Além disso, com base na legislação vigente que versa sobre a proteção da vegetação nativa (Lei 12.651/2012), em áreas de APP, inseridas em grandes propriedades rurais, é proibido o uso de espécies exóticas na recomposição desses ambientes, de modo que, o plantio das espécies exóticas nas ARs deveria ter sido evitado.

A importância de identificar, eliminar e prevenir o plantio de espécies exóticas está também no fato de que elas ocupam os nichos de espécies nativas, o que acaba impedindo o estabelecimento de importantes relações bióticas (COELHO et al., 2013). Assim, entende-se que, a utilização desses indivíduos exóticos pode acarretar em modificações nos sistemas naturais e devem ser evitados.

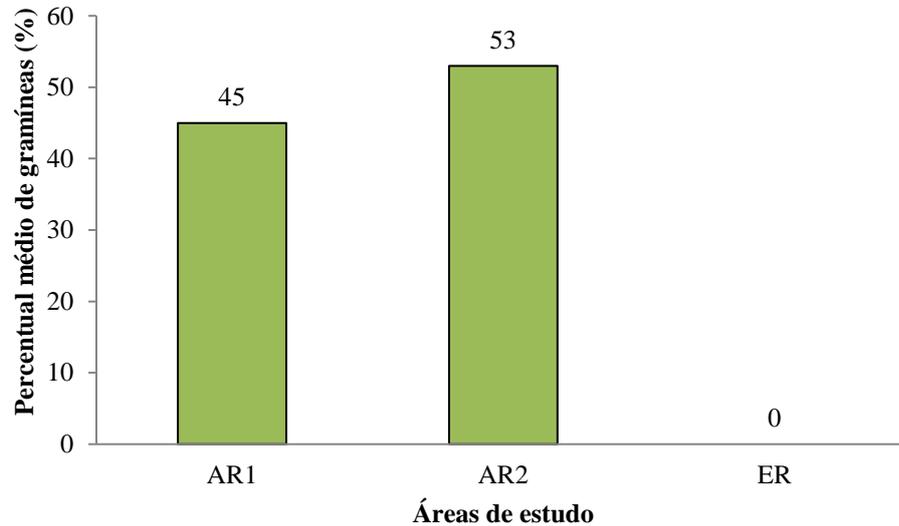
Para Martins (2013), na seleção de espécies para projetos de restauração, a escolha de espécies nativas regionais é muito importante, visto que, tais espécies já estão adaptadas às condições locais; devendo-se evitar implantar espécies exóticas, a fim de impedir a competição destas com as nativas.

Outro fator que pode comprometer o desenvolvimento das espécies plantadas e limitar até o processo de regeneração em uma área é a presença de gramíneas invasoras (BELLOTTO; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009). Com base nisso, notou-se que no ecossistema de referência não houve em nenhuma das sub-parcelas a presença de gramíneas invasoras. Por outro lado, na AR1 algumas sub-parcelas apresentaram de 1% até 100% de infestação, e na AR2 o percentual variou de 2% a 100% de infestação. As gramíneas observadas nas ARs foram as do gênero *Brachiaria*, o capim elefante (*Penisetum purpureum*), o capim colônia (*Panicum maximum*) e o capim gordura (*Melinis minutiflora*). De acordo com Figueiras (1989), das 44 gramíneas africanas introduzidas no Brasil, onze apresentam alto grau de agressividade e invasão, estando entre elas, as supracitadas que foram encontradas nas ARs.

Entre as áreas de restauração, conforme aparece na Figura 14, a AR2 apresentou maior média de gramíneas nas sub-parcelas, entretanto, ambas ARs possuem uma ocorrência média maior que 40%, demonstrando que nesses ambientes há alta infestação de gramíneas. Este aspecto chama atenção devido ao fato de que essas gramíneas, consideradas invasoras,

competem e impedem o estabelecimento da regeneração, podendo comprometer o futuro das áreas.

Figura 14. Percentual médio da área ocupada por gramíneas (%) nas sub-parcelas das áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e do ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE



As gramíneas representam um grupo de plantas de ciclo curto e rústicas, que até são utilizadas em projetos de restauração em áreas muito degradadas, com a função inicial de recobrimento do solo, sendo logo eliminadas ao cumprirem seu papel. De acordo com Reis (2008), elas podem produzir substâncias alelopáticas, capazes de impedir a germinação ou o crescimento de outras espécies, afetando diretamente o processo sucessional. Por isso, encontrá-las em grande quantidade em ambientes em processo de restauração, com cerca de oito anos, é um fato indesejado.

Cabe ressaltar que além das gramíneas, foram observadas outras herbáceas invasoras e trepadeiras ocupando e competindo no ambiente, como por exemplo, *Momordica charantia* L. (melão de São Caetano), *Ipomoea carnea* Jacq., *Ipomoea cairica* (L.) Sweet, *Passiflora foetida* L. (maracujá de estalo), *Amaranthus viridis* L. (brede), *Lantana camara* L., *Piper marginatum* Jacq. Em uma das parcelas da AR1 não existiam indivíduos arbóreos, estando a parcela tomada por gramíneas (em menor quantidade) e muitas herbáceas, impedindo assim, que os indivíduos arbóreos se estabeleçam devido a alta infestação.

A predominância de herbáceas em florestas restauradas é comum, ocorrendo provavelmente em razão do histórico de perturbação, pois estas áreas foram utilizadas no passado para atividades agrícolas (MIRANDA NETO et al., 2014). Ainda segundo esses autores, a maior disponibilidade de espaço e de luminosidade no ambiente favorece o

desenvolvimento das espécies herbáceas ruderais e muitas espécies de gramíneas, já que estas são dotadas, em geral, de sementes muito pequenas, com baixo metabolismo e alta produção de sementes, formando um extenso banco de sementes viáveis e longevas que germinam quando as condições ambientais se tornam favoráveis.

4.1.4 Indicadores de estrutura

Os indicadores de estrutura do presente estudo foram baseados nos parâmetros fitossociológicos. A listagem com os parâmetros de cada ambiente se encontra detalhada nas Tabelas 9 a 11, com as espécies apresentadas em ordem de valor de importância (%).

Ao analisar a AR1 (Tabela 7) nota-se que foram encontrados 164 indivíduos, sendo a densidade igual a 328 ind./ha. Com relação ao número de indivíduos, as cinco espécies com maior densidade representaram 82,32% do total amostrado, sendo elas: *Syzygium cumini*, *Schinus terebinthifolius*, *Inga striata*, *Inga edulis* e *Adenanthera pavonina*. Por outro lado, verificou-se que 13 espécies apresentaram apenas um único indivíduo, o que contribuem para a diversidade da área, destacando-se as pioneiras nativas: *Cecropia pachystachya*, *Geoffroea spinosa*, *Guazuma ulmifolia* e *Tapirira guianensis*.

Com relação à frequência, as cinco espécies mais representativas na AR1, em ordem decrescente de valor, foram: *Syzygium cumini* (20,29%), *Inga striata* (17,39%), *Inga edulis* (14,49%), *Schinus terebinthifolius* (7,25%) e *Adenanthera pavonina* (5,80%), demonstrando que o povoamento da AR1 é mais ocupado por um pequeno número de espécies.

Quanto à dominância na AR1, as espécies *Syzygium cumini*, *Clitoria fairchildiana*, *Adenanthera pavonina*, *Inga edulis* e *Inga striata* corresponderam, em termos percentuais, a 86,59% da área basal total amostrada. O indivíduo de maior DAP é da espécie *Adenanthera pavonina* (47,4 cm) que é superior aos demais indivíduos do povoamento, o qual, provavelmente, já se encontrava na AR1 antes do plantio (há oito anos).

As cinco espécies com maior valor de importância (VI) na AR1 foram: *Syzygium cumini*, *Inga striata*, *Schinus terebinthifolius*, *Adenanthera pavonina* e *Clitoria fairchildiana*. A *Syzygium cumini*, espécie com maior VI, é também a que apresentou maior densidade, frequência e dominância na AR1, fato que merece atenção por se tratar de uma espécie exótica, como já discutido anteriormente.

Tabela 7. Parâmetros fitossociológicos do componente arbóreo da AR1, localizada em Paudalho – PE (sendo: 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)

| Espécie | NI | DA | DR | FA | FR | DoA | DoR | VI | VI (%) |
|-----------------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|---------------|------------|------------|---------------|
| <i>Syzygium cumini</i> | 57 | 114 | 34,76 | 70,00 | 20,29 | 1,7519 | 31,92 | 86,97 | 28,99 |
| <i>Inga striata</i> | 24 | 48 | 14,63 | 60,00 | 17,39 | 0,2540 | 4,63 | 36,65 | 12,22 |
| <i>Schinus terebinthifolius</i> | 32 | 64 | 19,51 | 25,00 | 7,25 | 0,2514 | 4,58 | 31,34 | 10,45 |
| <i>Adenanthera pavonina</i> | 7 | 14 | 4,27 | 20,00 | 5,80 | 1,1581 | 21,10 | 31,17 | 10,39 |
| <i>Clitoria fairchildiana</i> | 4 | 8 | 2,44 | 15,00 | 4,35 | 1,3326 | 24,28 | 31,07 | 10,36 |
| <i>Inga edulis</i> | 15 | 3 | 9,15 | 50,00 | 14,49 | 0,2556 | 4,66 | 28,30 | 9,43 |
| <i>Sterculia foetida</i> | 3 | 6 | 1,83 | 15,00 | 4,35 | 0,1258 | 2,29 | 8,47 | 2,82 |
| <i>Ceiba speciosa</i> | 3 | 6 | 1,83 | 10,00 | 2,90 | 0,1006 | 1,83 | 6,56 | 2,19 |
| <i>Azadirachta indica</i> | 3 | 6 | 1,83 | 10,00 | 2,90 | 0,0293 | 0,53 | 5,26 | 1,75 |
| <i>Handroanthus impetiginosus</i> | 3 | 6 | 1,83 | 5,00 | 1,45 | 0,0537 | 0,98 | 4,26 | 1,42 |
| Fabaceae 1 | 1 | 2 | 0,61 | 5,00 | 1,45 | 0,0490 | 0,89 | 2,95 | 0,98 |
| <i>Cecropia pachystachya</i> | 1 | 2 | 0,61 | 5,00 | 1,45 | 0,0447 | 0,81 | 2,87 | 0,96 |
| <i>Guazuma ulmifolia</i> | 1 | 2 | 0,61 | 5,00 | 1,45 | 0,0173 | 0,32 | 2,37 | 0,79 |
| Fabaceae 2 | 1 | 2 | 0,61 | 5,00 | 1,45 | 0,0139 | 0,25 | 2,31 | 0,77 |
| <i>Ricinus communis</i> | 1 | 2 | 0,61 | 5,00 | 1,45 | 0,0081 | 0,15 | 2,21 | 0,74 |
| <i>Geoffroea spinosa</i> | 1 | 2 | 0,61 | 5,00 | 1,45 | 0,0064 | 0,12 | 2,18 | 0,73 |
| <i>Morus nigra</i> | 1 | 2 | 0,61 | 5,00 | 1,45 | 0,0064 | 0,12 | 2,18 | 0,73 |
| <i>Tapirira guianensis</i> | 1 | 2 | 0,61 | 5,00 | 1,45 | 0,0057 | 0,10 | 2,16 | 0,72 |
| <i>Tabebuia aurea</i> | 1 | 2 | 0,61 | 5,00 | 1,45 | 0,0052 | 0,09 | 2,15 | 0,72 |
| <i>Handroanthus sp.</i> | 1 | 2 | 0,61 | 5,00 | 1,45 | 0,0050 | 0,09 | 2,15 | 0,72 |
| <i>Talisia esculenta</i> | 1 | 2 | 0,61 | 5,00 | 1,45 | 0,0047 | 0,09 | 2,14 | 0,71 |
| <i>Leucaena leucocephala</i> | 1 | 2 | 0,61 | 5,00 | 1,45 | 0,0045 | 0,08 | 2,14 | 0,71 |
| <i>Genipa americana</i> | 1 | 2 | 0,61 | 5,00 | 1,45 | 0,0041 | 0,07 | 2,13 | 0,71 |
| Total | 164 | 328 | 100 | 345 | 100 | 5,4880 | 100 | 300 | 100 |

Ao analisar os parâmetros da AR2, com base na Tabela 8, nota-se que foram encontrados 325 indivíduos e uma densidade de 650 ind./ha. As espécies com maior densidade foram *Ceiba speciosa*, *Azadirachta indica*, *Syzygium cumini*, *Geoffroea spinosa* e *Pithecellobium dulce*, representando 68,92% do total encontrado na AR2. Das 31 espécies, sete tiveram apenas um representante na área amostrada, sendo elas: *Annona salzmanii*, *Mangifera indica*, *Senna siamea*, *Tabebuia aurea*, *Talisia esculenta*, *Tecoma stans* e *Ziziphus joazeiro*.

Tabela 8. Parâmetros fitossociológicos do componente arbóreo AR2, localizada em Lagoa de Itaenga – PE (sendo: 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)

| Espécie | NI | DA | DR | FA | FR | DoA | DoR | VI | VI (%) |
|--------------------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|---------------|------------|------------|---------------|
| <i>Ceiba speciosa</i> | 81 | 162 | 24,92 | 40,00 | 7,48 | 1,3632 | 22,88 | 55,28 | 18,43 |
| <i>Syzygium cumini</i> | 40 | 80 | 12,31 | 60,00 | 11,21 | 1,3574 | 22,78 | 46,30 | 15,43 |
| <i>Azadirachta indica</i> | 55 | 110 | 16,92 | 55,00 | 10,28 | 0,6558 | 11,00 | 38,21 | 12,74 |
| <i>Geoffroea spinosa</i> | 33 | 66 | 10,15 | 60,00 | 11,21 | 0,4084 | 6,85 | 28,22 | 9,41 |
| <i>Pithecellobium dulce</i> | 15 | 30 | 4,62 | 45,00 | 8,41 | 0,5176 | 8,69 | 21,71 | 7,24 |
| <i>Leucaena leucocephala</i> | 14 | 28 | 4,31 | 30,00 | 5,61 | 0,2178 | 3,66 | 13,57 | 4,52 |
| <i>Cecropia pachystachya</i> | 6 | 12 | 1,85 | 25,00 | 4,67 | 0,2922 | 4,90 | 11,42 | 3,81 |
| <i>Tabebuia rosea</i> | 11 | 22 | 3,38 | 25,00 | 4,67 | 0,1183 | 1,99 | 10,04 | 3,35 |
| <i>Inga cf. capitata</i> Desv. | 7 | 14 | 2,15 | 25,00 | 4,67 | 0,0698 | 1,17 | 8,00 | 2,67 |
| <i>Adenanthera pavonina</i> | 3 | 6 | 0,92 | 10,00 | 1,87 | 0,2784 | 4,67 | 7,46 | 2,49 |
| <i>Mimosa caesalpinifolia</i> | 9 | 18 | 2,77 | 15,00 | 2,80 | 0,0475 | 0,80 | 6,37 | 2,12 |
| <i>Libidibia ferrea</i> | 6 | 12 | 1,85 | 15,00 | 2,80 | 0,0376 | 0,63 | 5,28 | 1,76 |
| <i>Enterolobium contortisiliquum</i> | 7 | 14 | 2,15 | 5,00 | 0,93 | 0,1103 | 1,85 | 4,94 | 1,65 |
| <i>Genipa americana</i> | 4 | 8 | 1,23 | 15,00 | 2,80 | 0,0325 | 0,55 | 4,58 | 1,53 |
| <i>Sterculia foetida</i> | 4 | 8 | 1,23 | 5,00 | 0,93 | 0,1367 | 2,29 | 4,46 | 1,49 |
| <i>Tectona grandis</i> | 4 | 8 | 1,23 | 10,00 | 1,87 | 0,0374 | 0,63 | 3,73 | 1,24 |
| <i>Licania tomentosa</i> | 3 | 6 | 0,92 | 10,00 | 1,87 | 0,0342 | 0,57 | 3,37 | 1,12 |
| <i>Inga ingoides</i> | 3 | 6 | 0,92 | 5,00 | 0,93 | 0,0739 | 1,24 | 3,10 | 1,03 |
| <i>Annona montana</i> | 2 | 4 | 0,62 | 10,00 | 1,87 | 0,0224 | 0,38 | 2,86 | 0,95 |
| <i>Jatropha curcas</i> | 2 | 4 | 0,62 | 10,00 | 1,87 | 0,0157 | 0,26 | 2,75 | 0,92 |
| <i>Mimosa sp.</i> | 2 | 4 | 0,62 | 10,00 | 1,87 | 0,0122 | 0,20 | 2,69 | 0,90 |
| <i>Anacardium occidentale</i> | 3 | 6 | 0,92 | 5,00 | 0,93 | 0,0291 | 0,49 | 2,35 | 0,78 |
| <i>Spondias mombin</i> | 2 | 4 | 0,62 | 5,00 | 0,93 | 0,0293 | 0,49 | 2,04 | 0,68 |
| <i>Malpighia emarginata</i> | 2 | 4 | 0,62 | 5,00 | 0,93 | 0,0073 | 0,12 | 1,67 | 0,56 |
| <i>Tabebuia aurea</i> | 1 | 2 | 0,31 | 5,00 | 0,93 | 0,0126 | 0,21 | 1,45 | 0,48 |
| <i>Annona salzmanii</i> | 1 | 2 | 0,31 | 5,00 | 0,93 | 0,0099 | 0,17 | 1,41 | 0,47 |
| <i>Mangifera indica</i> | 1 | 2 | 0,31 | 5,00 | 0,93 | 0,0099 | 0,17 | 1,41 | 0,47 |
| <i>Senna siamea</i> | 1 | 2 | 0,31 | 5,00 | 0,93 | 0,0061 | 0,10 | 1,34 | 0,45 |
| <i>Tecoma stans</i> | 1 | 2 | 0,31 | 5,00 | 0,93 | 0,0059 | 0,10 | 1,34 | 0,45 |
| <i>Talisia esculenta</i> | 1 | 2 | 0,31 | 5,00 | 0,93 | 0,0057 | 0,10 | 1,34 | 0,45 |
| <i>Ziziphus joazeiro</i> | 1 | 2 | 0,31 | 5,00 | 0,93 | 0,0039 | 0,07 | 1,31 | 0,44 |
| Total | 325 | 650 | 100 | 535 | 100 | 5,9590 | 100 | 300 | 100 |

As cinco espécies de maior frequência foram: *Syzygium cumini*, *Geoffroea spinosa*, *Azadirachta indica*, *Pithecellobium dulce* e *Ceiba speciosa*, estando elas presentes na maioria das parcelas, somando 48,6%.

Em relação à dominância, 72,20% da área basal total compreende as espécies *Ceiba speciosa*, *Syzygium cumini*, *Azadirachta indica*, *Pithecellobium dulce* e *Geoffroea spinosa*.

As que apresentaram maior VI na AR2 foram: *Ceiba speciosa*, *Syzygium cumini*, *Azadirachta indica*, *Geoffroea spinosa* e *Pithecellobium dulce*.

Analisando o ER, foram encontrados 675 indivíduos e densidade igual a 1350 ind./ha (Tabela 9). As espécies com maior densidade somaram 55,41%, sendo elas *Allophylus edulis*, *Casearia sylvestris*, *Cupania impressinervia*, *Guapira opposita* e *Albizia polycephala*, todas nativas da fitofisionomia da região. Nove espécies foram representadas por um só indivíduo: *Artocarpus heterophyllus*, *Brosimum guianense*, *Cecropia pachystachya*, *Euphorbia tirucalli*, *Guazuma ulmifolia*, *Swartzia pickelii*, *Syzygium cumini*, *Tocoyena brasiliensis* e *Zanthoxylum rhoifolium*. Destas, as espécies *Artocarpus heterophyllus* e *Syzygium cumini*, ambas exóticas, nitidamente aparentaram aspectos indicativos do processo de senescência, como se estivessem deixando o ambiente.

As cinco espécies mais frequentes na amostragem do ER foram: *Casearia sylvestris* (8,13%), *Guapira opposita* (7,72%), *Allophylus edulis* (7,32%), *Cupania impressinervia* (6,91%) e *Talisia esculenta* (5,70%).

As dominantes foram: *Albizia polycephala*, *Allophylus edulis*, *Casearia sylvestris*, *Cupania impressinervia* e *Cordia sellowiana*, que somam juntas 48,95% da área basal total. Os dois indivíduos com maior DAP (43,61 cm) são da espécie *Cupania impressinervia*, a qual está presente entre as cinco mais dominantes do ER.

Logo, as espécies de maior VI no ER foram *Allophylus edulis*, *Casearia sylvestris*, *Cupania impressinervia*, *Albizia polycephala* e *Guapira opposita*, as quais estão representadas na densidade, dominância e frequência.

Tabela 9. Parâmetros fitossociológicos do componente arbóreo do ecossistema de referência (ER), localizada em Paudalho – PE (sendo: 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)

| Espécie | NI | DA | DR | FA | FR | DoA | DoR | VI | VI (%) |
|-------------------------------|-----|-----|-------|--------|------|--------|-------|-------|--------|
| <i>Allophylus edulis</i> | 108 | 216 | 16,00 | 90,00 | 7,32 | 1,4980 | 11,12 | 34,43 | 11,48 |
| <i>Casearia sylvestris</i> | 92 | 184 | 13,63 | 100,00 | 8,13 | 1,2423 | 9,22 | 30,98 | 10,33 |
| <i>Cupania impressinervia</i> | 63 | 126 | 9,33 | 85,00 | 6,91 | 1,1964 | 8,88 | 25,12 | 8,37 |
| <i>Albizia polycephala</i> | 48 | 96 | 7,11 | 55,00 | 4,47 | 1,8100 | 13,43 | 25,01 | 8,34 |
| <i>Guapira opposita</i> | 63 | 126 | 9,33 | 95,00 | 7,72 | 0,6991 | 5,19 | 22,24 | 7,41 |
| <i>Talisia esculenta</i> | 37 | 74 | 5,48 | 70,00 | 5,69 | 0,7549 | 5,60 | 16,77 | 5,59 |
| <i>Cordia sellowiana</i> | 21 | 42 | 3,11 | 55,00 | 4,47 | 0,8498 | 6,31 | 13,89 | 4,63 |
| <i>Erythroxylum sp.</i> | 25 | 50 | 3,70 | 50,00 | 4,07 | 0,6330 | 4,70 | 12,47 | 4,16 |
| <i>Bignoniaceae 1</i> | 20 | 40 | 2,96 | 45,00 | 3,66 | 0,7661 | 5,68 | 12,31 | 4,10 |
| <i>Erythroxylum simonis</i> | 24 | 48 | 3,56 | 40,00 | 3,25 | 0,1117 | 0,83 | 7,64 | 2,55 |

Continua...

Tabela 9. Continuação

| Espécie | NI | DA | DR | FA | FR | DoA | DoR | VI | VI (%) |
|-----------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|------------|-----------|---------------|
| <i>Casearia hirsuta</i> | 15 | 30 | 2,22 | 50,00 | 4,07 | 0,1256 | 0,93 | 7,22 | 2,41 |
| <i>Machaerium hirtum</i> | 9 | 18 | 1,33 | 35,00 | 2,85 | 0,3539 | 2,63 | 6,80 | 2,27 |
| <i>Coccoloba mollis</i> | 13 | 26 | 1,93 | 45,00 | 3,66 | 0,1271 | 0,94 | 6,53 | 2,18 |
| <i>Astronium fraxinifolium</i> | 5 | 10 | 0,74 | 15,00 | 1,22 | 0,5619 | 4,17 | 6,13 | 2,04 |
| <i>Paubrasilia echinata</i> | 18 | 36 | 2,67 | 10,00 | 0,81 | 0,3504 | 2,60 | 6,08 | 2,03 |
| <i>Anadenanthera colubrina</i> | 7 | 14 | 1,04 | 25,00 | 2,03 | 0,3614 | 2,68 | 5,75 | 1,92 |
| <i>Cynophalla flexuosa</i> | 10 | 20 | 1,48 | 40,00 | 3,25 | 0,0763 | 0,57 | 5,30 | 1,77 |
| <i>Vitex rufescens</i> | 7 | 14 | 1,04 | 25,00 | 2,03 | 0,2831 | 2,10 | 5,17 | 1,72 |
| <i>Coutarea hexandra</i> | 10 | 20 | 1,48 | 20,00 | 1,63 | 0,1851 | 1,37 | 4,48 | 1,49 |
| <i>Trichilia hirta</i> | 9 | 18 | 1,33 | 30,00 | 2,44 | 0,0571 | 0,42 | 4,20 | 1,40 |
| <i>Tabernaemontana flavicans</i> | 11 | 22 | 1,63 | 20,00 | 1,63 | 0,0990 | 0,73 | 3,99 | 1,33 |
| <i>Campomanesia eugenioides</i> | 7 | 14 | 1,04 | 30,00 | 2,44 | 0,0683 | 0,51 | 3,98 | 1,33 |
| <i>Ziziphus joazeiro</i> | 5 | 10 | 0,74 | 25,00 | 2,03 | 0,1108 | 0,82 | 3,60 | 1,20 |
| <i>Guapira laxa</i> | 7 | 14 | 1,04 | 25,00 | 2,03 | 0,0639 | 0,47 | 3,54 | 1,18 |
| <i>Bignoniaceae 2</i> | 6 | 12 | 0,89 | 25,00 | 2,03 | 0,0474 | 0,35 | 3,27 | 1,09 |
| <i>Handroanthus serratifolius</i> | 6 | 12 | 0,89 | 10,00 | 0,81 | 0,1970 | 1,46 | 3,16 | 1,05 |
| <i>Genipa americana</i> | 2 | 4 | 0,30 | 10,00 | 0,81 | 0,2243 | 1,66 | 2,77 | 0,92 |
| <i>Maclura tinctoria</i> | 3 | 6 | 0,44 | 15,00 | 1,22 | 0,1032 | 0,77 | 2,43 | 0,81 |
| <i>Bowdichia virgilioides</i> | 3 | 6 | 0,44 | 10,00 | 0,81 | 0,0768 | 0,57 | 1,83 | 0,61 |
| <i>Margaritaria nobilis</i> | 3 | 6 | 0,44 | 10,00 | 0,81 | 0,0643 | 0,48 | 1,73 | 0,58 |
| <i>Campomanesia dichotoma</i> | 2 | 4 | 0,30 | 10,00 | 0,81 | 0,0187 | 0,14 | 1,25 | 0,42 |
| <i>Cecropia pachystachya</i> | 1 | 2 | 0,15 | 5,00 | 0,41 | 0,0914 | 0,68 | 1,23 | 0,41 |
| <i>Syzygium cumini</i> | 1 | 2 | 0,15 | 5,00 | 0,41 | 0,0841 | 0,62 | 1,18 | 0,39 |
| <i>Artocarpus heterophyllus</i> | 1 | 2 | 0,15 | 5,00 | 0,41 | 0,0583 | 0,43 | 0,99 | 0,33 |
| <i>Erythroxylum passerinum</i> | 3 | 6 | 0,44 | 5,00 | 0,41 | 0,0115 | 0,09 | 0,94 | 0,31 |
| <i>Zanthoxylum monogynum</i> | 2 | 4 | 0,30 | 5,00 | 0,41 | 0,0315 | 0,23 | 0,94 | 0,31 |
| <i>Vismia guianensis</i> | 2 | 4 | 0,30 | 5,00 | 0,41 | 0,0148 | 0,11 | 0,81 | 0,27 |
| <i>Euphorbia tirucalli</i> | 1 | 2 | 0,15 | 5,00 | 0,41 | 0,0341 | 0,25 | 0,81 | 0,27 |
| <i>Brosimum guianense</i> | 1 | 2 | 0,15 | 5,00 | 0,41 | 0,0103 | 0,08 | 0,63 | 0,21 |
| <i>Tocoyena brasiliensis</i> | 1 | 2 | 0,15 | 5,00 | 0,41 | 0,0080 | 0,06 | 0,61 | 0,20 |
| <i>Guazuma ulmifolia</i> | 1 | 2 | 0,15 | 5,00 | 0,41 | 0,0068 | 0,05 | 0,61 | 0,20 |
| <i>Swartzia pickelii</i> | 1 | 2 | 0,15 | 5,00 | 0,41 | 0,0047 | 0,03 | 0,59 | 0,20 |
| <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> | 1 | 2 | 0,15 | 5,00 | 0,41 | 0,0043 | 0,03 | 0,59 | 0,20 |
| Total | 675 | 1350 | 100 | 1230 | 100 | 13,4768 | 100 | 300 | 100 |

No intuito de analisar as cinco espécies que apresentaram maiores valores de densidade, frequência, dominância e valor de importância (VI), para comparar as áreas de estudo, foi elaborada a Tabela 10. Pode-se perceber que tanto na AR1 como na AR2 a espécie *Syzygium cumini* está presente na densidade, frequência, dominância e VI, diferente do observado no ER, onde esta espécie não é observada entre as cinco de maiores valores nos parâmetros fitossociológicos. Na AR1, além dela, as espécies *Inga striata* e *Adenanthera*

pavonina estiveram em todos os parâmetros. Na AR2, foram a *Ceiba speciosa*, *Azadirachta indica*, *Geoffroea spinosa*, *Pithecellobium dulce* que estavam nos parâmetros fitossociológicos analisados, além do *Syzygium cumini*. Já no ER, foi comum em todos os parâmetros as espécies *Allophylus edulis*, *Casearia sylvestris* e *Cupania impressinervia*. Assim, comparando as áreas, nota-se que entre as ARs e o ER não há espécies comuns entre as cinco com maiores valores nos parâmetros fitossociológicos, e entre AR1 e AR2 só o *Syzygium cumini*.

Tabela 10. Cinco espécies das áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e do ecossistema de referência (ER) mais representativas nos parâmetros fitossociológicos, localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE

| Área | Densidade | Frequência | Dominância | VI |
|------|---------------------------------|---------------------------------|-------------------------------|---------------------------------|
| AR1 | <i>Syzygium cumini</i> | <i>Syzygium cumini</i> | <i>Syzygium cumini</i> | <i>Syzygium cumini</i> |
| | <i>Schinus terebinthifolius</i> | <i>Inga striata</i> | <i>Clitoria Fairchildiana</i> | <i>Inga striata</i> |
| | <i>Inga striata</i> | <i>Inga edulis</i> | <i>Adenanthera pavonina</i> | <i>Schinus terebinthifolius</i> |
| | <i>Inga edulis</i> | <i>Schinus terebinthifolius</i> | <i>Inga edulis</i> | <i>Adenanthera pavonina</i> |
| | <i>Adenanthera pavonina</i> | <i>Adenanthera pavonina</i> | <i>Inga striata</i> | <i>Clitoria fairchildiana</i> |
| AR2 | <i>Ceiba speciosa</i> | <i>Syzygium cumini</i> | <i>Ceiba speciosa</i> | <i>Ceiba speciosa</i> |
| | <i>Azadirachta indica</i> | <i>Geoffroea spinosa</i> | <i>Syzygium cumini</i> | <i>Syzygium cumini</i> |
| | <i>Syzygium cumini</i> | <i>Azadirachta indica</i> | <i>Azadirachta indica</i> | <i>Azadirachta indica</i> |
| | <i>Geoffroea spinosa</i> | <i>Pithecellobium dulce</i> | <i>Pithecellobium dulce</i> | <i>Geoffroea spinosa</i> |
| | <i>Pithecellobium dulce</i> | <i>Ceiba speciosa</i> | <i>Geoffroea spinosa</i> | <i>Pithecellobium dulce</i> |
| ER | <i>Allophylus edulis</i> | <i>Casearia sylvestris</i> | <i>Albizia polycephala</i> | <i>Allophylus edulis</i> |
| | <i>Casearia sylvestris</i> | <i>Guapira opposita</i> | <i>Allophylus edulis</i> | <i>Casearia sylvestris</i> |
| | <i>Cupania impressinervia</i> | <i>Allophylus edulis</i> | <i>Casearia sylvestris</i> | <i>Cupania impressinervia</i> |
| | <i>Guapira opposita</i> | <i>Cupania impressinervia</i> | <i>Cupania impressinervia</i> | <i>Albizia polycephala</i> |
| | | <i>Cupania impressinervia</i> | <i>Cupania impressinervia</i> | |
| | <i>Albizia polycephala</i> | <i>Talisia esculenta</i> | <i>Cordia sellowiana</i> | <i>Guapira opposita</i> |

Ao comparar a densidade de indivíduos entre as áreas, nota-se que o ER (1350 ind./ha) apresentou maior valor de densidade, seguido da AR2 (650 ind./ha) e depois da AR1 (328 ind./ha). Essa densidade de indivíduos nas ARs pode estar relacionada à mortalidade de mudas, sem posterior replantio, na época de implantação do projeto. A maior densidade da AR2 em relação ao AR1 pode estar relacionada com as condições das áreas, uma vez que, apesar de terem a mesma idade, na AR1 observou-se que os fatores antrópicos e da paisagem podem dificultar o desenvolvimento naquele ambiente. Comparando as áreas desse estudo com outras florestas restauradas e naturais, percebe-se que a densidade varia de 297 a 1.741 ind./ha (NAVES, 2013; MARCUZZO et al. 2014) em áreas em processo de restauração, e de 761 a 3.408 ind./ha (OLIVEIRA, 2006; HOLANDA, 2008; NAVES, 2013; MARCUZZO et al. 2014) para áreas naturais, que podem ser consideradas como referência; apesar de haver diferenças amostrais entre os estudos. Contudo, os valores encontrados no presente estudo

encontram-se entre os valores observados em outros trabalhos, demonstrando que essa não é uma realidade isolada.

Com relação à dominância geral nas áreas, devido às condições ambientais e ao histórico de uso de cada uma delas, esperou-se encontrar maior valor no ER, por se tratar de um ambiente natural e que sofre pouca influência antrópica. Assim sendo, no ER a área basal foi de 13,48 m²/ha, sendo encontrado na AR1 5,49 m²/ha e na AR2 5,96 m²/ha. Como visto, as ARs apresentaram valores inferiores ao ER, entretanto, maiores do que o encontrado por Marcuzzo et al. (2014) que avaliou áreas em processo de restauração (com sete anos) e encontrou áreas basais de 4,128 m²/ha e 4,269 m²/ha.

Sansevero (2008), no estudo de florestas em processo de restauração comparadas com ecossistemas naturais e maduros, encontrou maior área basal para a floresta mais madura; o mesmo padrão encontrado no presente estudo.

Com base nos dados apresentados, é possível notar que as ARs encontram-se, estruturalmente, inferiores ao ER, e, entre as áreas em restauração, AR1 possuiu densidade e dominância menores de que AR2, apesar de terem sido implantadas na mesma época; o que permite supor que as condições ambientais de AR2 estão discretamente mais favoráveis ao seu desenvolvimento estrutural, bem como, as condições do solo da área podem favorecê-la.

Ainda, analisando o estrato arbóreo das áreas de estudo, observou-se que na AR1 as alturas dos indivíduos variaram de 2,5 a 10,0 m, na AR2 de 2,5 a 12,0 m e no ER, de 2,0 a 19,0 m. A partir desses valores de altura, foi calculada a altura média dos indivíduos de cada área (ARs e ER) e comparadas para inferir se havia diferença entre os ambientes, em relação a altura de cada povoamento (Tabela 11). A normalidade, testada pelo teste de Kolmogorov–Smirnov, indicaram que havia distribuição normal dos dados.

Tabela 11. Altura média dos indivíduos nas áreas em restauração (AR1 e AR2) e no ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Paudalho e Lagoa de Itaenga – PE

| Área de Estudo | Altura média |
|----------------|--------------|
| AR1 | 4,84 b |
| AR2 | 5,64 ab |
| ER | 6,06 a |

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

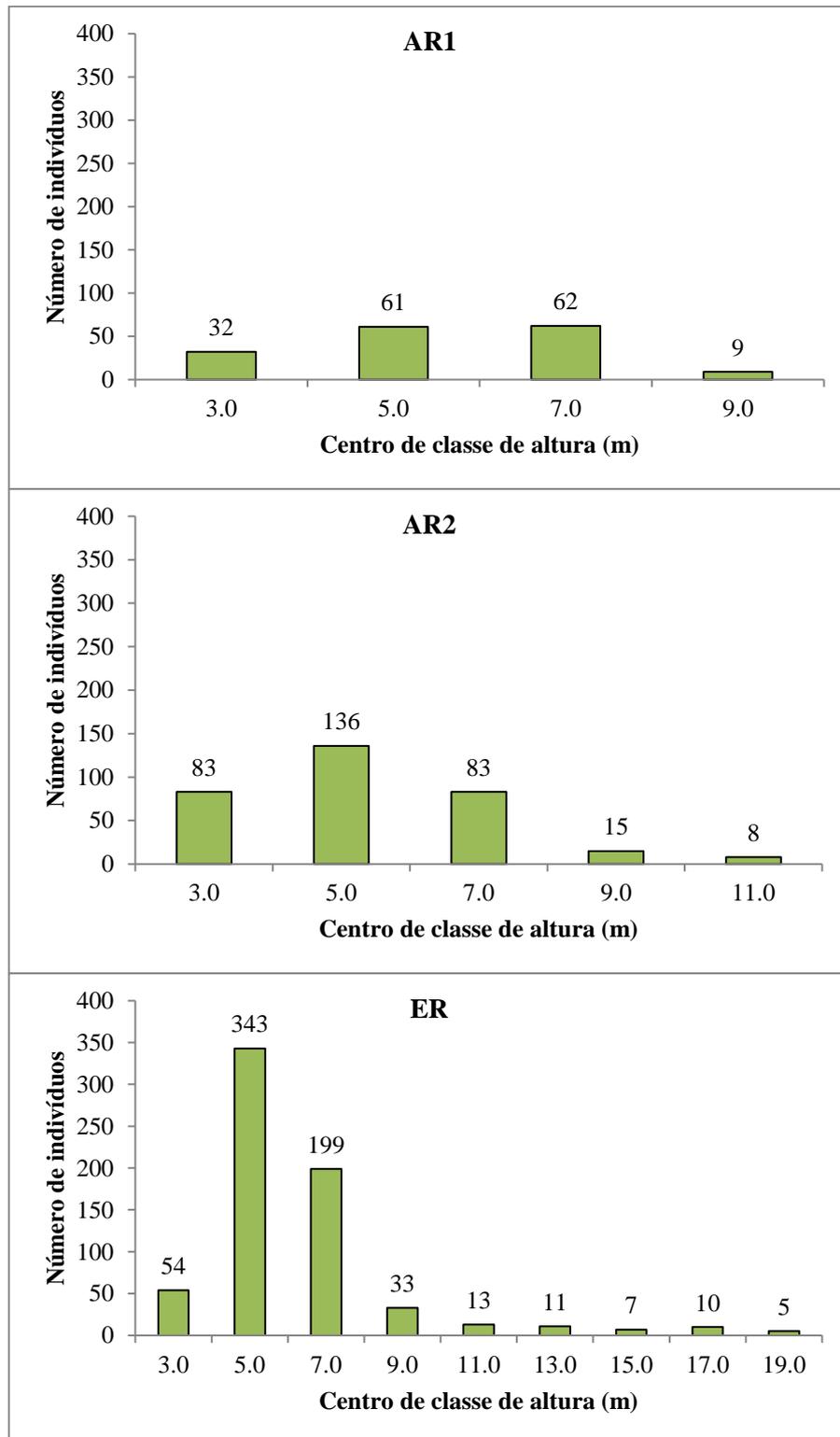
A partir desta análise, observou-se que AR1 diferiu significativamente do ER e que AR2 não diferiu de nenhum ambiente em relação à altura média do povoamento. Esse resultado, similar nas ARs, permite inferir que essas áreas encontram-se em um estágio inicial

de regeneração semelhante e que, na AR1, o processo de restauração está mais lento, o que pode estar associado à infestação de gramíneas e herbáceas competidoras presentes nas áreas, bem como, aos impactos antrópicos a que estão sujeitas.

Com base ainda nas alturas, pôde-se avaliar a distribuição hipsométrica nas áreas, conforme apresentado na Figura 15. Nota-se que, nos três ambientes, os indivíduos estavam mais concentrados na 2ª e 3ª classes (4 a 8 m), estando AR1 com 75% dos indivíduos presentes, AR2 com 67,4% e o ER com 80,30% dos espécimes inseridos nestas classes. Este padrão foi também observado em outros estudos realizados em ecossistemas naturais em Pernambuco (OLIVEIRA, 2006; HOLANDA, 2008; BRANDÃO, 2014), estando em conformidade com o ER, bem como, com as ARs, que apesar de não serem naturais, espera-se atingir a maior semelhança possível com os ecossistemas da região.

Devido a maior amplitude das alturas, o ER apresentou mais que o dobro de classes em relação às ARs, sendo um padrão esperado devido ao tempo de estabelecimento desse ecossistema, o qual concentrou 11,70% dos indivíduos com alturas superiores a 8 m, chegando até 19 m, sendo os mais altos, representantes das espécies *Albizia polycephala*, *Astronium fraxinifolium* e *Machaerium hirtum*. Nota-se que entre as ARs, mais uma vez, a AR2 apresentou melhores resultados, possuindo indivíduos que atingiram 12,0 m, sendo eles das espécies *Adenantha pavonina* e *Cecropia pachystachya*. Na AR1, o indivíduo mais alto possui 10,0 m, um espécime de *Sterculia foetida*. Contudo, apesar de terem o mesmo tempo de restauração, as condições que a AR1 está submetida é menos favorável ao desenvolvimento dos espécimes, se comparada a AR2.

Figura 15. Distribuição hipsométrica dos indivíduos arbóreos presentes nas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e no ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE



Com relação à variação do DAP, na AR1 foram observados os valores de 4,9 a 47,4 cm, na AR2 de 4,8 a 34,1 cm e de 4,77 a 43,61 cm no ER. A partir desses valores de DAP, foi calculado o DAP médio de cada área (ARs e ER) e comparados para saber se havia diferença entre os ambientes (Tabela 12). A normalidade dos dados, testada pelo teste de Kolmogorov–Smirnov, indicaram que não havia distribuição normal, logo, fez-se a transformação de Box–Cox, em que o melhor valor de λ encontrado foi de -0,76. Após a transformação, verificou-se que os dados se ajustavam a uma distribuição normal ($D=0,0765$; $Pr>D>0,15$).

Tabela 12. DAP médio das árvores, das áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e do ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Paudalho e Lagoa de Itaenga – PE

| Área de Estudo | DAP médio (cm) |
|----------------|----------------|
| AR1 | 11,41 a |
| AR2 | 10,67 a |
| ER | 9,79 a |

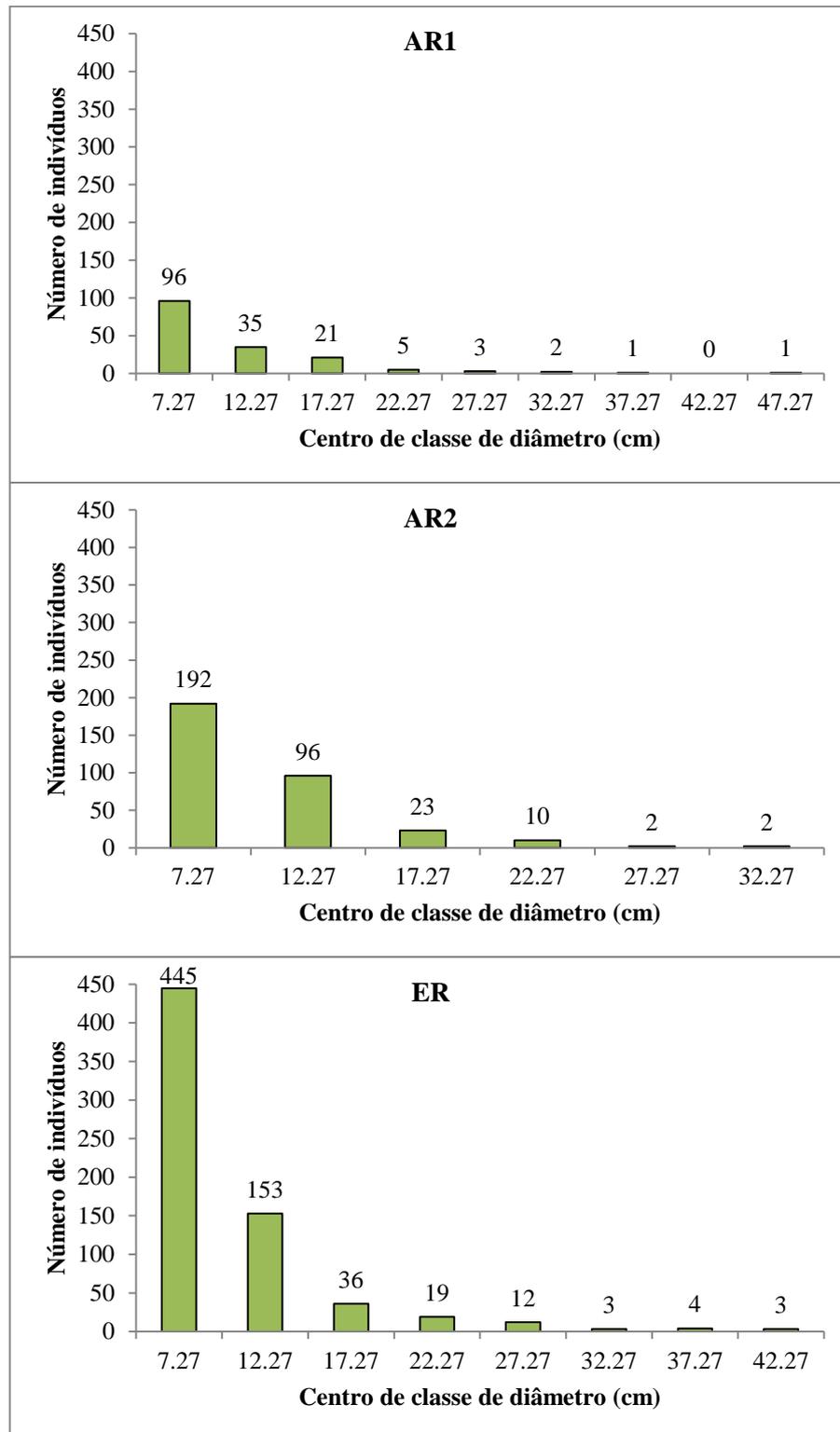
* Valores seguidos de mesma letra na coluna, não diferem entre si ($\alpha<0,05$) pelo teste de Tukey.

Pode-se observar que entre as ARs e o ERs não houve diferença significativa em relação ao DAP médio delas, contudo, devido aos outros aspectos observados, não se pode concluir que as áreas são estruturalmente iguais, estando as ARs em uma condição de desenvolvimento inicial e o ER encontra-se, provavelmente, se restabelecendo continuamente.

A partir da distribuição diamétrica, de acordo com a Figura 16, pode-se verificar que há uma mesma tendência no comportamento da distribuição tanto nas ARs como no ER. Nota-se que os gráficos convergem a um comportamento tendendo a exponencial negativo ou “J invertido”, concentrando a maior quantidade de indivíduos nas primeiras classes de diâmetros.

Desse modo, constatou-se que nas três áreas amostradas os indivíduos se concentraram nas duas primeiras classes (4,77 a 14,77 cm), onde AR1 apareceu com 79,88%, AR2 com 88,62% e o ER com 88,60% dos indivíduos inseridos nas primeiras classes. Notoriamente, apesar de apresentarem distribuição diamétrica com a mesma tendência, a conclusão não é a mesma para os três ambientes. De acordo com Machado et al. (2009), a distribuição em classes diamétricas em florestas nativas heterogêneas ocorre na forma de J invertido, onde, em geral, essa alta concentração de indivíduos de menor tamanho indica que a floresta está continuamente se regenerando; essa afirmação aplica-se para justificar a quantidade de indivíduos nas primeiras classes do ER.

Figura 16. Distribuição diamétrica dos indivíduos arbóreos presentes nas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e no ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE



Porém, para as ARs, a justificativa de grande parte dos indivíduos estarem nas primeiras classes é que aqueles ambientes ainda estão em formação e que, os agentes

degradantes precisam ser eliminados para que os processos ecológicos sejam estabelecidos mais rapidamente, para haver desenvolvimento nas áreas. Como dito por Oliveira et al. (2011), esse comportamento pode estar relacionado com indícios de perturbações antrópicas existentes na área, dificultando o desenvolvimento de indivíduos e, conseqüentemente, o percentual de indivíduos nas classes de maior diâmetro.

De modo geral, cabe ressaltar que essa análise dos dados de distribuição de diâmetro é bastante importante, uma vez que, pode predizer sobre o passado (exploração de madeira, perturbações ambientais) e, principalmente, o futuro da floresta (SCOLFORO; PULTZ; MELO, 1998), subsidiando a tomada de decisão sobre a condução da restauração.

Ainda dentro da análise estrutural das áreas, buscou-se conhecer a situação do dossel nas ARs, uma vez que, de acordo com Martins (2014), o dossel florestal, ou seja, a cobertura superior da floresta formada pelas copas das árvores, apresenta grande influência na regeneração das espécies arbustivo-arbóreas, além de atuar como barreira física as gotas de chuva, protege o solo e inibe a invasão de gramíneas agressivas nos ambientes em restauração.

Os valores médios de abertura de dossel não diferiram estatisticamente entre as áreas em processo de restauração (ARs), variando de 6,0% a 89,5% na AR1 e de 8,3% a 73,1% na AR2. No entanto, esse percentual de abertura do dossel nas ARs diferiram significativamente do valor encontrado no ER, que variou de 3,2% a 16% (Tabela 13). Os valores de abertura do dossel, quando testados pelo teste de Kolmogorov–Smirnov, indicaram que não havia distribuição normal dos dados, logo, fez-se a transformação de Box-Cox, em que o valor de λ encontrado foi de -0,27. Após a transformação, verificou-se que os dados se ajustavam a uma distribuição normal ($D=0,0757$; $Pr>D>0,15$).

Tabela 13. Valores da abertura de dossel (%) das áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e do ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE

| Área de estudo | Abertura de dossel (%) | Varição (%) |
|----------------|------------------------|-------------|
| AR1 | 35,0 a | 6,0 - 89,5 |
| AR2 | 27,3 a | 8,3 - 73,1 |
| ER | 6,5 b | 3,0 - 16,0 |

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

Como esperado, o ecossistema de referência apresentou menor valor de abertura do dossel, enquanto que, as áreas em restauração apresentaram maiores valores percentuais – mesmo padrão observado em outros estudos (SUGANUMA et al., 2008; MARTINS et al., 2008). Esse resultado pode ser justificado pelo estágio sucessional mais avançado e a elevada densidade de indivíduos arbóreos observada no ER, que fecham o dossel. Da mesma forma, o

estágio sucessional inicial, a mortalidade de mudas sem posterior replantio na época de execução e, conseqüentemente, a baixa densidade de indivíduos, podem justificar os elevados valores de abertura de dossel encontrados atualmente nas ARs.

De acordo com Melo (2010), a cobertura vegetal controla a quantidade, qualidade e distribuição de luz, interferindo no crescimento e na sobrevivência de plântulas, determinando a composição vegetal, bem como, a rápida promoção da cobertura é importante para o controle da matocompetição. Assim, os valores observados na abertura de dossel das ARs permitem inferir que essa condição pode ter favorecido a alta infestação por gramíneas e herbáceas nas áreas, uma vez que, quanto maior a abertura de dossel, maior a entrada de luminosidade, o que favorece o desenvolvimento dessas espécies, as quais podem prejudicar o processo de restauração, competindo diretamente com a regeneração natural.

Por isso, acompanhar esse desenvolvimento do dossel permite monitorar a evolução da estrutura horizontal de áreas em processo de restauração, possibilitando avaliar as situações atuais, bem como, subsidiar as tomadas de decisão quanto à aplicação de ações corretivas, quando necessário.

De modo estrutural e considerando os indicadores discutidos, sabe-se que as áreas de estudo apresentam-se numa seqüência de evolução, sendo a mais estruturada o ER, obviamente, seguido das ARs. Partindo-se do princípio que as ARs foram restauradas há oito anos, e com base em outros estudos discutidos anteriormente, pode-se dizer que as áreas poderiam estar em melhores condições, principalmente se houvesse menos interferências antrópicas, monitoramento contínuo, controle das gramíneas e herbáceas e manutenções periódicas nas ARs.

4.1.5 Indicadores de função

A partir da aplicação desses indicadores, esperou-se conhecer o funcionamento dos ecossistemas em estudo, especialmente das áreas em processo de restauração, com o intuito de prever sua capacidade de sustentabilidade.

Em relação aos grupos ecológicos que predominaram nos ambientes estudados (Figura 17), a presença de espécies pioneiras foi maior nas áreas em processo de restauração, tendo a AR1 48% e a AR2 45% das espécies classificadas como pioneiras, enquanto no ER predominou espécies secundárias iniciais, com 44%. Se somado o grupo das pioneiras com as secundárias iniciais nas ARs, nota-se que mais de 60% das espécies nos dois ambientes são de início de sucessão. Nessas áreas há um maior número de espécies que se desenvolvem bem

em clareiras e áreas degradadas, adequadas para o início do processo sucessional, apesar de nem todas serem típicas de ambientes ciliares.

Figura 17. Percentual de grupos ecológicos observados nas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e no ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE (sendo: Pi: pioneira; Si: secundária inicial; St: secundária tardia; Sc: sem classificação)



A utilização de espécies pioneiras nos plantios de restauração possibilita que a área apresente estrutura florestal em tempo mais curto, promovendo o fechamento do dossel e sombreamento para o sub-bosque, dificultando o desenvolvimento de herbáceas e gramíneas invasoras, evitando a competição com os regenerantes arbóreos (BRANCALION et al., 2009).

No ER, a quantidade de pioneiras foi igual a quantidade de espécies tardias (21%), o que permite inferir que o remanescente utilizado como referência está em um estágio de sucessão mais avançado do que as ARs, sugerindo que as espécies iniciais da sucessão estão cedendo espaço para que as tardias se estabeleçam, tal padrão é esperado para ecossistemas mais conservados.

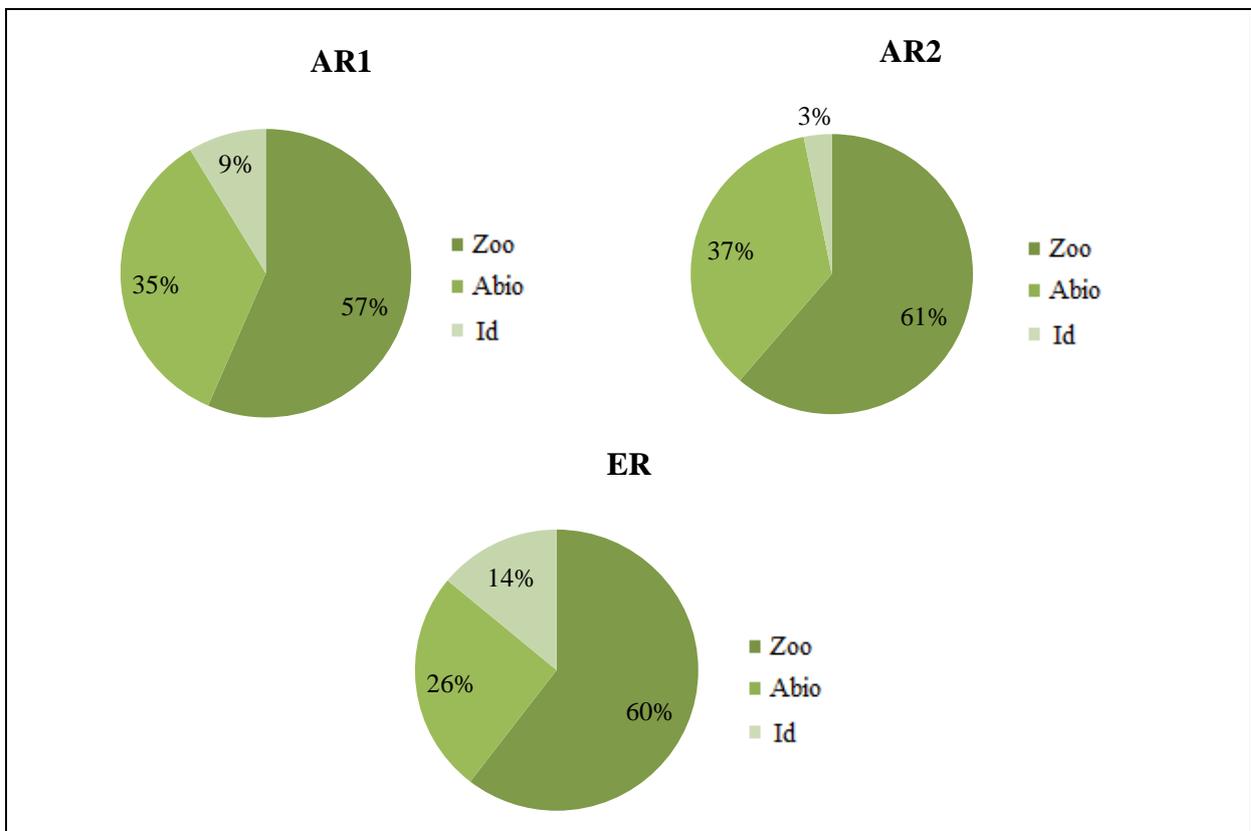
Cabe ressaltar que, apesar de haverem grupos predominantes, em todos os três ambientes há representantes dos outros grupos ecológicos, aspecto importante na restauração. Como dito por Martins (2013), a combinação de espécies de diferentes grupos ecológicos é fundamental nos projetos de restauração, uma vez que, as espécies adaptadas a condições de

maior luminosidade colonizam as áreas abertas e crescem rapidamente, fornecendo sombreamento suficiente para o estabelecimento das espécies mais tardias na sucessão, que darão sustentabilidade à floresta.

Entretanto, quando a densidade de espécies pioneiras é elevada e não está bem distribuída espacialmente, o desenvolvimento da área pode ser comprometido, pois essas espécies apresentam um curto ciclo de vida (15-20 anos), não garantindo a manutenção de dossel em longo prazo (MÔNICO, 2012). Por isso, a importância de ter espécies que possam dar continuidade ao processo, uma vez que, ao morrerem, as pioneiras formam clareiras que rapidamente podem ser cobertas por gramíneas invasoras, retardando a sucessão.

Em relação à síndrome de dispersão das sementes, de acordo com a Figura 18, observou-se que mais de 55% das espécies que compõem as áreas de estudo são dispersas por animais, sendo 57% das espécies zoocóricas em AR1, 61% em AR2 e 60% no ER, possuindo ambas, percentuais próximos.

Figura 18. Percentual da síndrome de dispersão observados nas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e no ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE, (sendo: Zoo: zoocórica; Abio: abiótica; Id: indeterminadas)



Em regiões tropicais, a dispersão de sementes por animais é mais frequente que as outras formas de dispersão. De acordo com Tabarelli; Peres (2002), na Floresta Atlântica, de

53 a 98% das espécies arbóreas apresentam mecanismos que permitem a dispersão de suas sementes por vertebrados. Para outros autores (STEFANELLO; FERNANDES-BULHÃO; MARTINS, 2009; STEFANELLO et al., 2010; SCARIOT; REIS, 2010; SILVA et al., 2012), o predomínio da zoocoria tem sido considerada como a principal forma de dispersão em matas ciliares de florestas tropicais, uma vez que, esses ambientes possibilitam a manutenção da fauna que busca alimento, água e refúgio.

Assim, os resultados encontrados condizem com o citado na literatura, estando próximo ao encontrado por Venzke et al. (2014) que, avaliando a síndrome de dispersão em três fases da sucessão florestal em ambiente ciliar de floresta estacional semidecidual, encontrou um percentual de riqueza de 82% para zoocoria.

Até o momento, com base nos outros indicadores já discutidos, nota-se que os ambientes em estágios mais iniciais (ARs), quando comparado ao mais avançado (ER), são caracterizados por menor altura do dossel, área basal, densidade de indivíduos e riqueza de espécies, maior ocorrência de espécies pioneiras e padrão semelhante na dispersão dos diásporos por animais.

Com relação à regeneração natural, parâmetro importante para avaliar a evolução da vegetação que foi implantada e a perpetuação da comunidade, foi possível avaliar importantes aspectos, entre eles, a composição das espécies presentes, como apresentado na Tabela 14.

Tabela 14. Lista das espécies regenerantes amostradas nas duas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e no ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE (sendo: N: nativas; E: exóticas; GE: grupo ecológico; Pi: pioneira; Si: secundária inicial; St: secundária tardia; Sc: sem caracterização; SD: síndrome de dispersão; Abio: abiótica; Zoo: zoocórica)

| Família/Espécie | Áreas de estudo | | | Origem | GE | SD |
|--|-----------------|-----|----|--------|----|------|
| | AR1 | AR2 | ER | | | |
| Anacardiaceae | | | | | | |
| <i>Astronium fraxinifolium</i> Schott | | | 1 | N | Si | Abio |
| <i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi | 1 | 5 | | N | Pi | Zoo |
| Apocynaceae | | | | | | |
| <i>Tabernaemontana flavicans</i> Willd. ex Roem. & Schult. | | | 11 | N | Si | Zoo |
| Bignoniaceae | | | | | | |
| Bignoniaceae 1 | | | 2 | - | Sc | - |
| <i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos | 1 | | | N | St | Abio |
| <i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) Bertero ex A.DC. | | 1 | | E | Sc | Abio |
| Capparaceae | | | | | | |
| <i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl | | 5 | 3 | N | Sc | Zoo |
| Erythroxylaceae | | | | | | |

Continua...

Tabela 14: Continuação

| Família/Espécie | Áreas de estudo | | | Origem | GE | SD |
|---|-----------------|-----|-----|--------|----|------|
| | AR1 | AR2 | ER | | | |
| <i>Erythroxylum passerinum</i> Mart. | | | 130 | N | St | Zoo |
| <i>Erythroxylum simonis</i> Plowman | | | 140 | N | St | Zoo |
| <i>Erythroxylum</i> sp. | | | 11 | - | Sc | - |
| Fabaceae | | | | | | |
| <i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record | | | 9 | N | Pi | Abio |
| <i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan | | | 1 | N | Si | Abio |
| Fabaceae 1 | | | 1 | - | Sc | - |
| <i>Geoffroea spinosa</i> Jacq. | | 2 | | N | Pi | Zoo |
| <i>Inga edulis</i> Mart. | 2 | | | N | Pi | Zoo |
| <i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit | | 2 | | E | Pi | Abio |
| <i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz | | 3 | | N | Si | Abio |
| <i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth. | | 8 | | N | Pi | Abio |
| <i>Paubrasilia echinata</i> (Lam.) E. G.H.C. Lima & G.P. Lewis | | | 6 | N | St | Abio |
| <i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth. | | 2 | | E | Pi | Zoo |
| <i>Senna georgica</i> H.S. Irwin & Barneby | | 1 | | N | Si | Abio |
| <i>Swartzia pickelii</i> Killip ex Ducke | | | 6 | N | Si | Zoo |
| Hypericaceae | | | | | | |
| <i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy | | | 2 | N | Pi | Zoo |
| Meliaceae | | | | | | |
| <i>Trichilia hirta</i> L. | | | 3 | N | Si | Zoo |
| Moraceae | | | | | | |
| <i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud. | | | 1 | N | Pi | - |
| Myrtaceae | | | | | | |
| <i>Eugenia</i> sp. | | | 3 | - | Sc | - |
| <i>Eugenia uniflora</i> L. | | 1 | | N | Pi | Zoo |
| <i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels | | 3 | | E | Pi | Zoo |
| Nyctaginaceae | | | | | | |
| <i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz | | | 17 | N | Si | Zoo |
| Polygonaceae | | | | | | |
| <i>Coccoloba mollis</i> Casar. | 1 | | | N | Pi | Zoo |
| Rubiaceae | | | | | | |
| <i>Alseis floribunda</i> Schott | | | 1 | N | Si | Abio |
| <i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schtdl. | | | 1 | N | St | Zoo |
| Salicaceae | | | | | | |
| <i>Casearia hirsuta</i> Sw. | | | 2 | N | Si | Zoo |
| <i>Casearia sylvestris</i> Sw. | | | 11 | N | Si | Zoo |
| Sapindaceae | | | | | | |
| <i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl. | | | 1 | N | Pi | Zoo |
| <i>Cupania impressinervia</i> Acev.-Rodr. | | | 57 | N | Si | Zoo |
| <i>Talisia esculenta</i> (Cambess.) Radlk. | | | 9 | N | St | Zoo |
| Urticaceae | | | | | | |
| <i>Cecropia pachystachya</i> Trécul | 5 | 5 | | N | Pi | Zoo |
| Total de indivíduos | 10 | 38 | 429 | | | |

Conforme observado, na composição da regeneração natural da AR1 foram encontrados 10 indivíduos, classificados em cinco espécies botânicas, distribuídos em cinco famílias; na AR2, haviam 38 indivíduos de 12 espécies, agrupadas em seis famílias; enquanto que, no ER foram amostrados 429 indivíduos, de 24 espécies distribuídas em 14 famílias.

Relacionando com a composição das arbóreas, na AR1, das 5 espécies presentes na regeneração, 4 são encontradas no componente arbóreo; na AR2, das 12 espécies regenerantes, 8 fazem parte do componente arbóreo; e no ER, das 24 regenerantes, 20 também foram encontradas no componente arbóreo, demonstrando que mais de 60% das espécies encontradas na regeneração estão também na parte arbórea do ambiente, apesar de, no caso das ARs, terem sido amostrados poucas espécies e indivíduos.

Considerando que ao avaliar a regeneração natural pode-se compreender a resiliência da área, é possível inferir que nas ARs há pouca resiliência, uma vez que, apresentam baixa densidade e riqueza, demonstrando que poucos propágulos estão conseguindo se estabelecer. Comparando as duas ARs com o ER nota-se a disparidade dos valores encontrados entre os ambientes, permitindo sugerir que as áreas em restauração podem estar tendendo a estagnação, uma vez que, depois de oito anos de plantio elas ainda se encontram com uma pequena quantidade de regenerantes.

De acordo com Martins (2014), em alguns casos, a elevada infestação de gramíneas invasoras, como o capim-gordura, colônio e a braquiária, pode inibir a regeneração natural das espécies arbustivo-arbóreas, mesmo que essas estejam presentes no banco de sementes ou cheguem a área, via dispersão. Com base nessa informação e no cenário observado nas áreas em restauração, pode-se inferir que um dos principais problemas do estabelecimento da regeneração natural nas ARs é a predominância das gramíneas, que competem e impedem o estabelecimento dos indivíduos arbóreos. Se relacionar essa informação e observar a condição do ER, nota-se que nele não foi encontrada gramíneas invasoras, logo, um elevado número de regenerantes.

Apesar dos dados médios de altura e DAB dos indivíduos estarem com valores próximos (Tabela 15), a densidade é o fator mais evidente da baixa evolução das ARs quando comparado ao ER e a outros trabalhos (HOLANDA, 2008; MIRANDA NETO et al. 2012; SOUZA, 2014), comprovando que o baixo número de indivíduos das ARs é extremamente preocupante e merece ser acompanhado, afim de selecionar estratégias que contribuam para o desenvolvimento da regeneração nessas áreas.

Além disso, na AR2 33,3% das espécies regenerantes são exóticas, fato que compromete ainda mais a restauração da área, pois, como afirmado por Binggelli (2001), a medida que plantas exóticas se estabelecem e ocupam o espaço das nativas, gera-se um problema ambiental, sendo as principais consequências a invasão e perda da biodiversidade, a modificação dos ciclos e características naturais dos ecossistemas, bem como, a alteração fisionômica da paisagem natural; fatos indesejados em um ambiente em restauração. Por isso, encontrar exóticas na composição dos regenerantes na AR2 é outro aspecto que merece atenção, uma vez que, os regenerantes formarão a futura composição florística do local.

Tabela 15. Resumo de outras características da regeneração natural encontrada nas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e no ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE (sendo: Pi – pioneiras; Si – secundárias iniciais; St – secundárias tardias; Sc – sem classificação; Zoo – zoocóricas, Abio – abiótica; Ind – indeterminada)

| | AR1 | AR2 | ER |
|-----------------------|-------------|---------------|---------------------|
| Altura média (m) | 1,63 | 1,81 | 2,24 |
| DAB médio (cm) | 2,02 | 1,96 | 2,71 |
| Espécies exóticas (%) | 0 | 33,3 | 0 |
| Grupos ecológicos | 4Pi;1St | 8Pi; 2Si; 2Sc | 4Pi; 10Si; 5St; 5Sc |
| Síndrome de dispersão | 4Zoo; 1Abio | 7Zoo; 5Abio | 14Zoo; 5Abio; 5Ind |

É certo que, para que a regeneração natural ocorra em uma área degradada ou em processo de degradação algumas condições são necessárias, como a eliminação dos fatores causadores da degradação, entre eles pastoreio e incêndios, a existência de fonte de propágulos (banco de sementes do solo, chuva de sementes), a presença de dispersores, boas condições de clima e solo, ausência de predadores e de agentes antrópicos (FARIA; SÉRIO; GARRIDO, 2001); só assim há maiores chances da regeneração natural se estabelecer, o que precisa acontecer nas ARs.

Ainda analisando a regeneração natural, observou-se que as espécies pioneiras predominam entre os regenerantes nas ARs, fato justificado pela condição inicial que as áreas se encontram, não seguindo o mesmo padrão do ER, já que neste remanescente as espécies predominantes na regeneração natural foram secundárias iniciais e tardias. Resultados também observados por Souza (2014) entre as áreas restauradas e ecossistema referência.

Com relação à síndrome de dispersão dos diásporos, em todas as áreas predominou a zoocoria, quando os animais dispersam as sementes. Aspecto considerado positivo, pois, segundo Venzke et al. (2014), a relação planta-animal possui importância elevada para a sucessão da floresta em ambiente ciliar.

A análise fitossociológica realizada para o componente regenerante das três áreas de estudo está representada nas Tabelas 16, 17 e 18, com as espécies apresentadas em ordem decrescente do valor de importância.

Tabela 16. Parâmetros fitossociológicos da regeneração natural da área em restauração 1 (AR1), localizada em Paudalho – PE (sendo: NI: Número de Indivíduos; DA: Densidade absoluta (ind.ha⁻¹); DR: Densidade relativa (%); FA: Frequência absoluta (%); FR: Frequência relativa (%); DoA: Dominância absoluta (m².ha⁻¹); DoR: Dominância relativa (%); VI: Valor de importância (%))

| Nome Científico | NI | DA | DR | FA | FR | DoA | DoR | VI | VI (%) |
|-----------------------------------|----|-----|-----|----|-------|-------|-------|--------|--------|
| <i>Cecropia pachystachya</i> | 5 | 100 | 50 | 10 | 28,57 | 0,036 | 51,03 | 129,61 | 43,2 |
| <i>Inga edulis</i> | 2 | 40 | 20 | 10 | 28,57 | 0,016 | 22,63 | 71,20 | 23,73 |
| <i>Schinus terebinthifolius</i> | 1 | 20 | 10 | 5 | 14,29 | 0,013 | 19,14 | 43,43 | 14,48 |
| <i>Handroanthus impetiginosus</i> | 1 | 20 | 10 | 5 | 14,29 | 0,003 | 3,6 | 27,88 | 9,29 |
| <i>Coccoloba mollis</i> | 1 | 20 | 10 | 5 | 14,29 | 0,003 | 3,6 | 27,88 | 9,29 |
| Total | 10 | 200 | 100 | 35 | 100 | 0,07 | 100 | 300 | 100 |

Tabela 17. Parâmetros fitossociológicos da regeneração natural da área em restauração 2 (AR2), localizada em Lagoa de Itaenga – PE (sendo: NI: Número de Indivíduos; DA: Densidade absoluta (ind.ha⁻¹); DR: Densidade relativa (%); FA: Frequência absoluta (%); FR: Frequência relativa (%); DoA: Dominância absoluta (m².ha⁻¹); DoR: Dominância relativa (%); VI: Valor de importância (%))

| Nome Científico | NI | DA | DR | FA | FR | DoA | DoR | VI | VI (%) |
|---------------------------------|----|-----|-------|-----|-------|-------|-------|--------|--------|
| <i>Libidibia ferrea</i> | 3 | 60 | 7,89 | 15 | 13,64 | 0,065 | 19,01 | 40,543 | 13,51 |
| <i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> | 8 | 160 | 21,05 | 10 | 9,09 | 0,028 | 8,21 | 38,351 | 12,78 |
| <i>Cecropia pachystachya</i> | 5 | 100 | 13,16 | 15 | 13,64 | 0,018 | 5,19 | 31,988 | 10,66 |
| <i>Syzygium cumini</i> | 3 | 60 | 7,89 | 5 | 4,55 | 0,062 | 18,23 | 30,666 | 10,22 |
| <i>Cynophalla flexuosa</i> | 5 | 100 | 13,16 | 10 | 9,09 | 0,023 | 6,65 | 28,902 | 9,63 |
| <i>Senna georgica</i> | 1 | 20 | 2,63 | 5 | 4,55 | 0,069 | 20,09 | 27,266 | 9,09 |
| <i>Schinus terebinthifolius</i> | 5 | 100 | 13,16 | 10 | 9,09 | 0,012 | 3,59 | 25,842 | 8,61 |
| <i>Geoffroea spinosa</i> | 2 | 40 | 5,26 | 10 | 9,09 | 0,037 | 10,86 | 25,219 | 8,41 |
| <i>Pithecellobium dulce</i> | 2 | 40 | 5,26 | 10 | 9,09 | 0,012 | 3,44 | 17,798 | 5,93 |
| <i>Leucaena leucocephala</i> | 2 | 40 | 5,26 | 10 | 9,09 | 0,009 | 2,52 | 16,872 | 5,62 |
| <i>Eugenia uniflora</i> | 1 | 20 | 2,63 | 5 | 4,55 | 0,007 | 2,08 | 9,257 | 3,09 |
| <i>Tabebuia rosea</i> | 1 | 20 | 2,63 | 5 | 4,55 | 0 | 0,12 | 7,296 | 2,43 |
| Total | 38 | 760 | 100 | 110 | 100 | 0,343 | 100 | 300 | 100 |

Tabela 18. Parâmetros fitossociológicos da regeneração natural do ecossistema de referência (ER), localizado em Paudalho – PE (sendo: NI: Número de Indivíduos; DA: Densidade absoluta (ind.ha⁻¹); DR: Densidade relativa (%); FA: Frequência absoluta (%); FR: Frequência relativa (%); DoA: Dominância absoluta (m².ha⁻¹); DoR: Dominância relativa (%); VI: Valor de importância (%))

| Nome Científico | NI | DA | DR | FA | FR | DoA | DoR | VI | VI (%) |
|--------------------------------|-----|------|-------|----|-------|-------|-------|--------|--------|
| <i>Erythroxylum simonis</i> | 140 | 2800 | 32,63 | 95 | 18,45 | 2,130 | 35,18 | 86,26 | 28,75 |
| <i>Erythroxylum passerinum</i> | 130 | 2600 | 30,3 | 90 | 17,48 | 1,439 | 23,77 | 71,544 | 23,85 |
| <i>Cupania impressinervia</i> | 57 | 1140 | 13,29 | 65 | 12,62 | 0,542 | 8,95 | 34,861 | 11,62 |
| <i>Guapira opposita</i> | 17 | 340 | 3,96 | 35 | 6,80 | 0,415 | 6,85 | 17,611 | 5,87 |
| <i>Casearia sylvestris</i> | 11 | 220 | 2,56 | 30 | 5,83 | 0,311 | 5,13 | 13,523 | 4,51 |
| <i>Talisia esculenta</i> | 9 | 180 | 2,1 | 30 | 5,83 | 0,180 | 2,97 | 10,898 | 3,63 |
| <i>Erythroxylum sp.</i> | 11 | 220 | 2,56 | 25 | 4,85 | 0,136 | 2,24 | 9,659 | 3,22 |

Continua...

Tabela 18. Continuação

| Nome Científico | NI | DA | DR | FA | FR | DoA | DoR | VI | VI (%) |
|----------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|------------|-----------|---------------|
| <i>Albizia polycephala</i> | 9 | 180 | 2,1 | 30 | 5,83 | 0,084 | 1,38 | 9,306 | 3,10 |
| <i>Tabernaemontana flavicans</i> | 11 | 220 | 2,56 | 10 | 1,94 | 0,228 | 3,77 | 8,277 | 2,76 |
| <i>Swartzia pickelii</i> | 6 | 120 | 1,4 | 15 | 2,91 | 0,163 | 2,69 | 6,997 | 2,33 |
| <i>Trichilia hirta</i> | 3 | 60 | 0,7 | 15 | 2,91 | 0,073 | 1,21 | 4,820 | 1,61 |
| <i>Cynophalla flexuosa</i> | 3 | 60 | 0,7 | 10 | 1,94 | 0,052 | 0,85 | 3,494 | 1,16 |
| <i>Paubrasilia echinata</i> | 6 | 120 | 1,4 | 5 | 0,97 | 0,039 | 0,64 | 3,010 | 1,00 |
| <i>Casearia hirsuta</i> | 2 | 40 | 0,47 | 10 | 1,94 | 0,036 | 0,60 | 3,007 | 1,00 |
| Bignoniaceae 1 | 2 | 40 | 0,47 | 5 | 0,97 | 0,075 | 1,24 | 2,680 | 0,89 |
| <i>Eugenia sp.</i> | 3 | 60 | 0,7 | 5 | 0,97 | 0,030 | 0,49 | 2,159 | 0,72 |
| <i>Allophylus edulis</i> | 1 | 20 | 0,23 | 5 | 0,97 | 0,056 | 0,93 | 2,132 | 0,71 |
| <i>Astronium fraxinifolium</i> | 1 | 20 | 0,23 | 5 | 0,97 | 0,031 | 0,51 | 1,711 | 0,57 |
| <i>Vismia guianensis</i> | 2 | 40 | 0,47 | 5 | 0,97 | 0,012 | 0,20 | 1,633 | 0,54 |
| <i>Anadenanthera colubrina</i> | 1 | 20 | 0,23 | 5 | 0,97 | 0,008 | 0,13 | 1,336 | 0,45 |
| <i>Maclura tinctoria.</i> | 1 | 20 | 0,23 | 5 | 0,97 | 0,005 | 0,08 | 1,283 | 0,43 |
| Fabaceae 1 | 1 | 20 | 0,23 | 5 | 0,97 | 0,004 | 0,07 | 1,278 | 0,43 |
| <i>Alseis floribunda</i> | 1 | 20 | 0,23 | 5 | 0,97 | 0,005 | 0,08 | 1,289 | 0,43 |
| <i>Chomelia obtusa</i> | 1 | 20 | 0,23 | 5 | 0,97 | 0,002 | 0,03 | 1,231 | 0,41 |
| Total | 429 | 8580 | 100 | 515 | 100 | 6,054 | 100 | 300 | 100 |

Nas estimativas da estrutura horizontal da regeneração obteve-se uma densidade de 200 ind.ha⁻¹, 760 ind.ha⁻¹ e 8580 ind.ha⁻¹, na AR1, AR2 e ER, respectivamente; com dominância absoluta estimada em 0,07 m².ha⁻¹, 0,34 m².ha⁻¹ e 6,05 m².ha⁻¹ para as mesmas áreas.

No ecossistema de referência, como esperado, tanto a riqueza de espécies quanto a densidade foram mais altas do que nas ARs. Esse mesmo padrão foi encontrado por Souza (2014) quando avaliou a regeneração em áreas restauradas e comparou a um fragmento referência.

Dentre as espécies identificadas no componente regenerante, na AR1 a *Cecropia pachystachya* e *Inga edulis* apresentaram-se mais frequentes, com 10% cada. Na AR2, *Cecropia pachystachya* e *Libidibia ferrea* tiveram 15% de frequência absoluta, sendo os valores mais altos do povoamento. Enquanto que no ER, as espécies *Erythroxylum simonis* e *Erythroxylum passerinum* foram as de maior frequência, com 95 e 90% de frequência absoluta, respectivamente.

Analisando as cinco espécies de maior VI, percebe-se que, entre as três áreas de estudo nenhuma espécie se repete. Nas duas áreas em restauração (ARs), a *Cecropia pachystachya* esteve entre as cinco com maior valor de importância. Esta espécie é pioneira e

frequentemente encontrada em pastagens abandonadas, clareiras e bordas de fragmentos florestais, o que justifica encontra-las nas ARs.

Ao analisar esses parâmetros fitossociológicos fica evidente as variações entre os parâmetros das ARs em relação ao ER, por isso, é certo que, a regeneração das áreas em restauração encontra-se em situação bastante inferior ao ecossistema de referência, não havendo espécies regenerantes comuns entre a AR1 e o ER e apenas uma espécie entre AR2 e ER (*Cynophalla flexuosa*), apesar de estarem próximas e inseridas na mesma paisagem.

Quando a regeneração natural total (RNT) é analisada é possível perceber que as espécies que ocorrem nas três classes de altura na regeneração natural são aquelas que teoricamente possuem um maior potencial de estabelecimento, podendo compor o dossel futuro do ecossistema, caso não haja eventos naturais ou antrópicos que venham a mudar esse tipo de processo (HIGUCHI et al., 2003; SILVA et al., 2007). Assim sendo, procurou-se avaliar a regeneração nas áreas de estudo a partir da RNT, conforme apresentado nas Tabelas 19 a 21.

Tabela 19. Estimativa da Regeneração Natural Total (RNT) por classe de altura das 20 subunidades lançadas na Área em Restauração 1 (AR1), em Paudalho – PE, listadas em ordem decrescente de acordo com maior valor da RNT (sendo: DR = Densidade Relativa das classes de altura 1 e 2; FR = Frequência Relativa das classes de altura 1 e 2 e RN = Regeneração Natural das classes de altura 1 e 2)

| ESPÉCIE | DR1 (%) | FR1 (%) | RNC1 (%) | DR2 (%) | FR2 (%) | RNC2 (%) | RNT (%) |
|-----------------------------------|---------|---------|----------|---------|---------|----------|---------|
| <i>Cecropia pachystachya</i> | 50,00 | 28,57 | 39,92 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 69,96 |
| <i>Inga edulis</i> | 20,00 | 28,57 | 24,03 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 12,02 |
| <i>Schinus terebinthifolius</i> | 10,00 | 14,29 | 12,02 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 6,01 |
| <i>Handroanthus impetiginosus</i> | 10,00 | 14,29 | 12,02 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 6,01 |
| <i>Coccoloba mollis</i> | 10,00 | 14,29 | 12,02 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 6,01 |
| Total | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |

Tabela 20. Estimativa da Regeneração Natural Total (RNT) por classe de altura das 20 subunidades lançadas na Área em Restauração 2 (AR2), em Lagoa de Itaenga – PE, listadas em ordem decrescente de acordo com maior valor da RNT (sendo: DR = Densidade Relativa das classes de altura 1, 2 e 3; FR = Frequência Relativa das classes de altura 1, 2 e 3 e RN = Regeneração Natural das classes de altura 1, 2 e 3)

| ESPÉCIE | DR1 (%) | FR1 (%) | RNC1 (%) | DR2 (%) | FR2 (%) | RNC2 (%) | DR3 (%) | FR3 (%) | RNC3 (%) | RNT (%) |
|-------------------------------|---------|---------|----------|---------|---------|----------|---------|---------|----------|---------|
| <i>Geoffroea spinosa</i> | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 10,00 | 11,11 | 10,37 | 50,00 | 50,00 | 50,00 | 20,12 |
| <i>Senna georgica</i> | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 50,00 | 50,00 | 50,00 | 16,67 |
| <i>Mimosa caesalpinifolia</i> | 23,08 | 14,29 | 20,15 | 20,00 | 11,11 | 17,04 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 12,40 |
| <i>Libidibia férrea</i> | 3,85 | 7,14 | 4,95 | 20,00 | 22,22 | 20,74 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 8,56 |
| <i>Cynophalla flexuosa</i> | 15,38 | 14,29 | 15,02 | 10,00 | 11,11 | 10,37 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 8,46 |
| <i>Cecropia pachystachya</i> | 15,38 | 14,29 | 15,02 | 10,00 | 11,11 | 10,37 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 8,46 |

Continua...

Notou-se que na AR1, a maioria dos indivíduos estão inseridos na primeira classe de altura e que não há indivíduos na terceira classe, fato que permite inferir que a comunidade regenerante em AR1 ainda está em estágio inicial e deve estar sendo impedida de se desenvolver pelos vários fatores bióticos e abióticos tratados no presente estudo.

Na AR2, houve representantes em todas as classes, porém, das 12 espécies amostradas, nenhuma delas esteve presente nas três classes de altura, demonstrando que não está havendo um desenvolvimento contínuo delas na área. Nesse ambiente as espécies que apresentaram maiores valores de regeneração natural total (RNT) foram *Geoffroea spinosa* (20,12%) e *Senna georgica* (16,67%).

No ecossistema de referência (ER), das 24 espécies amostradas, 10 spp. ocorreram nas três classes de altura, o que indica, de acordo com Aparício et al. (2011), que estas espécies, possivelmente, terão maiores chances de estabelecimento na futura estrutura adulta da comunidade, além de possibilitar maior riqueza e diversidade de espécies em longo prazo. No caso do ER, as espécies que apresentaram maiores valores de regeneração natural foram: *Erythroxylum simonis* (29,8%) e *Erythroxylum passerinum* (23,4%).

Avaliando esse aspecto da regeneração, pode-se perceber que não há um padrão no desenvolvimento dos indivíduos regenerantes encontrados nas áreas que estão em processo de restauração (ARs), diferente do que foi observado no ecossistema de referência (ER).

De modo geral, ao avaliar a regeneração natural como um indicador, levando em consideração os aspectos mais importantes (composição e estrutura), pôde-se perceber que os processos ecológicos nas ARs estão se estabelecendo lentamente ou tendendo à estagnação, podendo comprometer a funcionalidade e o futuro desses ecossistemas estudados.

Em relação à serapilheira, a qual tem um importante papel na dinâmica dos ecossistemas, observou-se a presença de sementes nela contida, assim como, valores de altura, cobertura e serapilheira acumulada.

As sementes contidas na camada de serapilheira do solo normalmente são sementes maiores, que têm mais dificuldade de penetração, ou sementes já em processo de decomposição, sendo esta última, a condição da maioria das sementes encontradas na serapilheira dos ambientes em estudo. Foram encontradas 765, 471 e 579 sementes nas AR1, AR2 e ER, respectivamente. Cabe salientar que na época da coleta da serapilheira, havia na AR1 muitas espécies de *Syzygium cumini* frutificando, o que explica o alto número de diásporos encontrados nesse ambiente, as quais já estavam em decomposição.

Pode-se compreender que a capacidade de regeneração natural de uma floresta está ligada a diversos fatores ambientais, sendo um deles a quantidade e qualidade do aporte de sementes presentes na camada superficial do solo e da serapilheira (MARTINS, 2013; SOUZA, 2014). Ao observar a quantidade de sementes e comparar com o número de regenerantes nas áreas, entende-se o observado no ER, mas, por outro lado, nota-se que o local com maior quantidade de sementes na camada superficial do solo foi o mesmo onde havia menos indivíduos regenerantes – AR1. Esta informação permite inferir que em AR1 algum fator ambiental está comprometendo o estabelecimento dos indivíduos arbóreos, ou que, simplesmente, poucos propágulos estejam chegando, uma vez que, essa grande quantidade de sementes foi devido ao período de frutificação da Azeitona, que possui alta densidade na área.

Conforme apresentado na Tabela 22, evidenciou-se diferença significativa ($p < 0,05$) na cobertura do solo entre os ambientes, estando as ARs com percentuais de cobertura que diferem significativamente do ER. Isso pode ser explicado pelo fato de haver nas ARs muitas herbáceas e gramíneas, as quais ocupam espaço e, mesmo quando cortadas, produzem cobertura morta que ocupa a área da serapilheira (material oriundo de árvores/arbustos). Já no ER havia apenas serapilheira, cobrindo a maior parte do solo.

Tabela 22. Parâmetros da serapilheira observados nas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e no ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE

| Área de Estudo | Cobertura de serapilheira (%) | Altura da serapilheira (cm) | Serapilheira acumulada (Mg/ ha ⁻¹) |
|----------------|-------------------------------|-----------------------------|--|
| AR1 | 49,25 b | 1,03a | 4,82a |
| AR2 | 55,75 b | 0,89a | 4,58a |
| ER | 86,75a | 1,25a | 5,24a |

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

Com relação às alturas da serapilheira não houve diferença significativa entre as ARs e ER, este padrão revela que, apesar de haverem outras diferenças entre as áreas, o aporte de serapilheira que chega e fica sobre o solo possui alturas semelhantes (cm).

Associando os dados de cobertura com altura, percebe-se que nas ARs, onde o solo estava coberto por serapilheira, a altura da camada é semelhante a observada no ER.

De acordo com alguns autores, o aporte de serapilheira pode variar em decorrência de fatores como o grau de perturbação da área, o tipo de vegetação e o estágio sucessional da formação florestal (MARTINS; RODRIGUES, 1999; MOREIRA; SILVA, 2004;

TURCHETTO; FORTES, 2014). Fica evidente neste trabalho, que esses fatores não fizeram a altura da serapilheira variar entre os ambientes, apesar de estes terem graus de perturbação, vegetação e estágio sucessional diferentes; o que pode ser justificado pela decomposição que ocorre nas áreas.

A serapilheira acumulada sobre o solo das florestas é um importante indicador da qualidade ambiental, representando um estoque de nutrientes para futura mineralização e ciclagem, tendo assim, papel importante na dinâmica dos ecossistemas (SILVA, 2006; VIDAL et al., 2007). Sabendo-se dessa importância que a serapilheira possui para o acúmulo de matéria orgânica no solo, reserva de nutrientes e na manutenção da atividade biológica em solos altamente impactados, optou-se por avaliar a serapilheira acumulada nos ambientes desse estudo, principalmente nas áreas que estão em processo de restauração.

Como explícito na Tabela 22, foram observadas maiores quantidades de serapilheira acumulada no ecossistema de referência, seguido da AR1 e AR2, sendo que estes não diferiram estatisticamente entre si. Assim pode-se inferir que, apesar de problemas na composição arbórea das ARs, os indivíduos ali presentes estão, de certa forma, contribuindo para deposição de serapilheira e, conseqüentemente, para todos os benefícios associados a ela. Se for levado em consideração o que foi sugerido por Cunha Neto et al. (2013), que o crescimento das plantas e a evolução dos povoamentos aumentam os valores de serapilheira acumulada, é possível pressupor que apesar de haver grandes variações nas condições das áreas (ARs e ER), estas não estão influenciando diretamente a produção de serapilheira, uma vez que, foram semelhantes.

4.1.6 Avaliação das ARs sem as espécies arbóreas exóticas

Com o conhecimento disponível sobre os prejuízos ocasionados pela utilização de espécies exóticas, atualmente, perdeu-se o sentido de usar essas espécies em plantios cujo objetivo seja a restauração ecológica, já que muitas delas são comprovadamente invasoras ou podem ter potencial invasor ainda não reconhecido (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). O papel ecológico destas espécies como facilitadoras em ambientes em restauração parece diminuir ao longo do tempo e, em alguns anos após o plantio, as espécies exóticas podem competir com as nativas em regeneração, atrasando e dificultando o processo sucessional no ecossistema em restauração (PODADERA; ENGEL, 2013).

Devido a estes aspectos ecológicos e com base da Lei 12.651/2012, que proíbe o uso de espécies exóticas na recomposição de APPs, realizou-se uma avaliação nas ARs do

presente estudo, a critério de informação, desconsiderando as exóticas ali encontradas, tal qual será explanda neste item.

Como já apresentado (item 4.1.3), observou-se na AR1 a ocorrência de oito espécies exóticas num total de 23 spp. e, na AR2, 13 de 31 espécies são exóticas, o que corresponde, em termos percentuais, a 35% e 42% de espécies exóticas em cada área, respectivamente. Com relação ao número de indivíduos, a AR1 possui 46,85% de todo povoamento e AR2 46,77% dos indivíduos que não são naturais da tipologia da região. Tudo isso, só demonstra a elevada presença das exóticas nos ambientes em restauração, descumprindo a lei vigente e o objetivo, conceitual, da restauração ecológica.

Das espécies exóticas encontradas nas ARs, cinco foram observadas nas duas áreas, sendo elas: *Adenantha pavonina*, *Azadirachta indica*, *Leucaena leucocephala*, *Sterculia foetida*, *Syzygium cumini*.

Destas espécies, encontradas em ambas ARs, a espécie *Syzygium cumini* (Azeitona) desenvolveu-se consideravelmente, a ponto de haverem trechos na AR1 em que só ela estava presente no componente arbóreo. Devido a essa boa adaptação nas áreas, as Azeitonas fecharam o dossel (em alguns trechos) e abaixo delas não foi encontrado nenhum espécime regenerante (Figura 19), assim, pode-se inferir que a grande quantidade de indivíduos desta espécie exótica e o ambiente sombreado que proporcionaram, não está contribuindo para o desenvolvimento das áreas, afetando o estabelecimento da regeneração natural e ainda descaracterizando a vegetação nativa. De acordo com Vigilato; Zampar (2011), a *S. cumini* impede a regeneração de outras espécies sob sua copa devido a densa camada de folhas que forma. Além disso, esta espécie é considerada como exótica invasora por alguns autores (LORENZI, 2008, SAMPAIO; SCHMIDT. 2013; HOROWITZ; MARTINS; WALTER, 2013; INSTITUTO HÓRUS, 2016) por apresentar o comportamento de se desenvolver rápido e terem capacidade de reprodução e dispersão eficientes, causando impactos aos ambientes invadidos e as suas espécies nativas. Diante disso, o cenário observado nas ARs merece atenção, uma vez que, espécies com essas características de invasoras são indesejadas para áreas em restauração.

Figura 19. Distribuição da *Syzygium cumini* (azeitona) na AR1 (A- visão geral do trecho com os indivíduos da mesma espécie; B- superfície do solo sem regenerantes), localizada em Paudalho – PE



Foto: SILVA (2016)

Com relação a diversidade das ARs (Tabela 23), ao retirar as espécies exóticas da análise, nota-se que os índices de Shannon, Simpson e Pielou diminuem, ficando ainda mais inferiores aos índices do ecossistema de referência. Essa análise demonstra que, se nas ARs tivessem apenas as espécies nativas, a riqueza e diversidade das áreas seriam menores do que atualmente. Isso permite inferir que, apesar de indesejadas nas áreas de restauração localizadas em APPs, as espécies exóticas ali encontradas aumentam a diversidade do ambiente e, obviamente, provem de funções ecológicas importantes para as áreas, como, a produção de serapilheira, a cobertura e proteção do solo, apesar de poderem causar a descaracterização florística e estrutural nas ARs futuramente.

Tabela 23. Índices de diversidade estimados para as áreas em restauração (AR1 e AR2) e o ecossistema de referência (ER), com as espécies de origem nativa entre parênteses, localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE

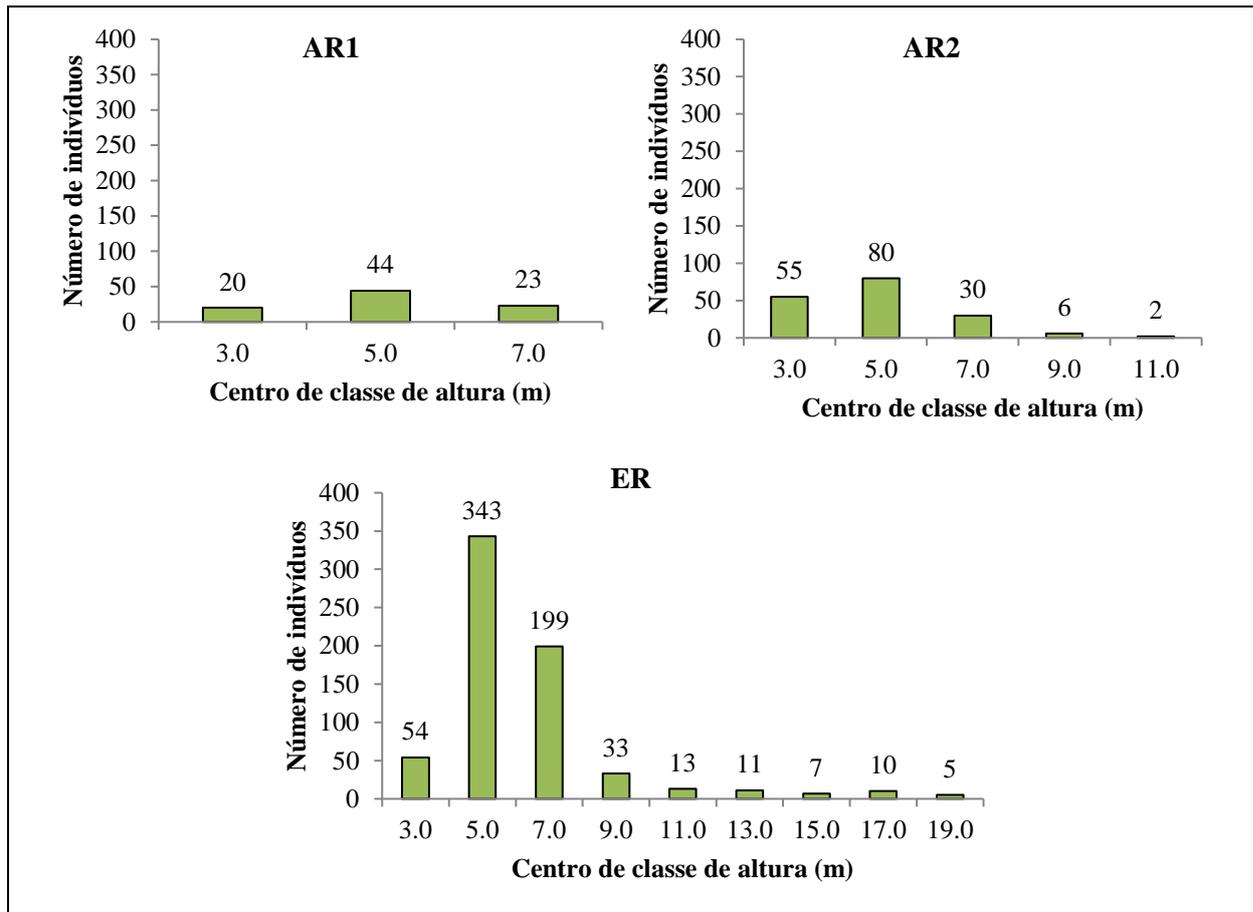
| Índices | AR1 | AR2 | ER |
|---------------------------------------|-------------|-------------|------|
| Índice de diversidade de Shannon (H') | 2,11 (1,77) | 2,56 (1,91) | 2,97 |
| Índice de dominância de Simpson (C) | 0,81 (0,76) | 0,88 (0,73) | 0,92 |
| Índice de uniformidade de Pielou (J') | 0,67 (0,65) | 0,74 (0,66) | 0,79 |

De acordo com Martins (2014), como para a maioria das espécies exóticas introduzidas no Brasil não existem informações ecológicas suficientes para prever seu potencial de invasão em ecossistemas florestais, a presença e, principalmente, a elevada densidade dessas espécies numa mata ciliar em restauração devem ser interpretadas como um fator negativo na avaliação do projeto.

Em termos estruturais, como se espera encontrar áreas em processo de restauração mais semelhantes aos ecossistemas referência dentro do contexto em que estão inseridas, avaliou-se a distribuição hipsométrica desconsiderando as espécies exóticas que havia nas

ARs, para conhecer como seria o cenário das áreas só com as espécies nativas. A partir disso, foi possível observar uma distribuição e números de classes diferentes da avaliação original (Figura 20).

Figura 20. Distribuição hipsométrica dos indivíduos arbóreos nativos presentes nas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e no ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE



A AR1, ao invés de quatro classes, passou a ter três classes de altura; tendo como altura máxima do povoamento um indivíduo de *Cecropia pachystachya* com 8,0 metros ao invés do indivíduo de *Sterculia foetida* com 10,0 m, como na avaliação do povoamento todo.

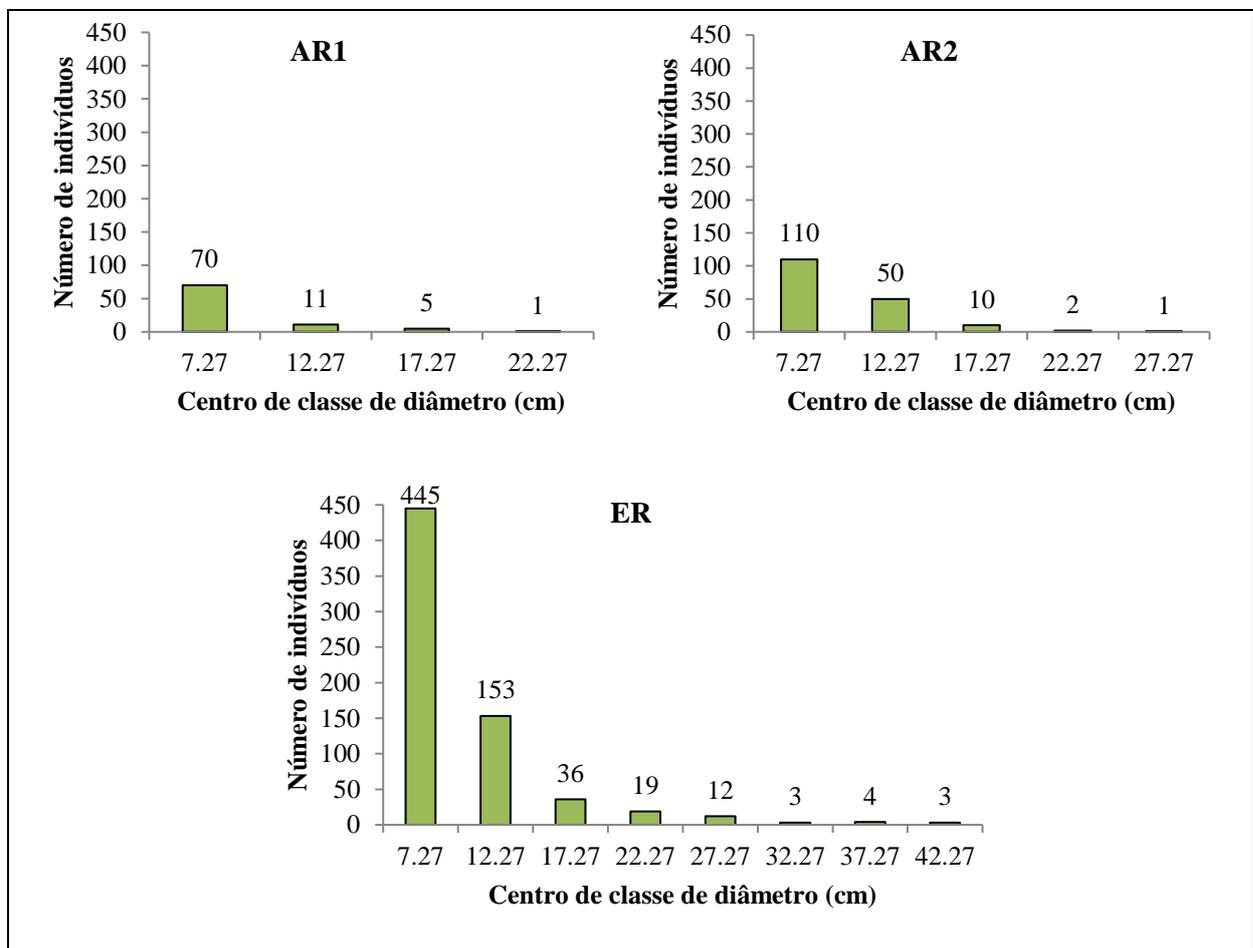
Na AR2, o número de classes foi mantido, porém, houve menos indivíduos dentro dessas classes, tendo o maior deles 12 m de altura. Esse indivíduo de maior altura em ambas ARs, da espécie *Cecropia pachystachya*, tem como principais características ser pioneira, de rápido crescimento e que se desenvolve bem em áreas degradadas, justificando sua presença nas ARs.

Em suma, ao observar a distribuição hipsométrica das ARs, sem as espécies exóticas, e compara-las com o ecossistema de referência, seria possível constatar que o ambiente está se

desenvolvendo lentamente se considerado que o plantio aconteceu há oito anos, estando em estágio inicial, de acordo com a altura dos indivíduos e pela característica da espécie mais alta encontrada nos dois ambientes que se estabelece em ambientes degradados.

Para avaliar a distribuição diamétrica das ARs considerando só as espécies nativas, suprimiu-se as exóticas, e assim, foi possível observar que entre as áreas a tendência de J invertido foi mantida como na avaliação que considera todo povoamento, porém, o número de classes e indivíduos diminuíram (Figura 21).

Figura 21. Distribuição diamétrica dos indivíduos arbóreos nativos presentes nas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e no ecossistema de referência (ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE



Na AR1, haviam nove classes de diâmetro considerando todos os indivíduos da área, ao avaliar só com as nativas, são observadas apenas quatro classes de diâmetro, com o valor de DAP máximo igual a 20,1 cm. Na AR2, de seis classes com o total dos espécimes, ficaram cinco classes de diâmetro só com as nativas, sendo 25,8 cm o maior valor de DAP das nativas. Tudo isso permite inferir que, nas ARs, se só houvessem as espécies nativas (cenário desejado

para ambientes em processo de restauração) o desenvolvimento diamétrico estaria ainda mais distante do ER.

Contudo, essa avaliação objetivou apenas apresentar como as áreas em restauração do presente estudo poderiam estar se as espécies exóticas não estivessem ali presentes. Notou-se, a partir dessas básicas avaliações de diversidade e estrutura, que sem estas espécies a situação da riqueza, da diversidade e, inclusive, da estrutura das ARs estariam mais graves, ou seja, o processo de restauração das áreas poderia estar mais demorado. Contudo, considerando os problemas futuros associados as exóticas, é consensual que estas não deveriam ter sido plantadas naqueles ambientes e, assim, espera-se que sejam sistematicamente eliminadas do sistema, uma vez que, o objetivo da restauração não é apenas recuperar e cobrir o solo degradado, envolve o retorno de processos ecológicos à áreas bem como restabelecimento da estrutura e da composição florística natural do ambiente.

4.2 Ações corretivas para as áreas em restauração

A partir da avaliação do processo de restauração florestal nas áreas estudadas, notou-se que as mesmas, além de estarem inseridas na mesma paisagem, têm perturbações antrópicas, composição, estrutura e processos ecológicos semelhantes, e que ambas destoam do ecossistema de referência, como era esperado. O objetivo de compará-las ao ER era saber se a trajetória ecológica das ARs permitia inferir se a restauração estava sendo bem sucedida ou não, uma vez que, os ecossistemas de referência são a meta final que se espera atingir. Dessa forma, depois da aplicação dos indicadores, percebeu-se que em ambas as ARs há aspectos que impedem que suas trajetórias ecológicas sigam em processo evolutivo, de maior semelhança ao ER. Esses aspectos são principalmente: a interferência antrópica, o alto percentual de gramíneas, o grande número de espécies exóticas e a pouca semelhança florística com o ecossistema natural, sendo estes os pontos negativos que mais dificultaram o estabelecimento das áreas restauradas, e por isso, merecem maior atenção.

O manejo adaptativo no sentido da restauração ecológica consiste em fazer intervenções deliberadas no ecossistema durante sua trajetória, visando superar filtros ou barreiras que dificultem sua evolução rumo ao estado desejado (ARONSON; DURIGAN; BRANCALION, 2011). Por isso, neste tópico serão descritas as ações corretivas (sinônimo de manejo adaptativo) que devem ser adotadas nas ARs com o objetivo de minimizar/eliminar as barreiras que dificultaram a evolução da restauração.

Antes de iniciar, cabe lembrar que as ARs localizam-se em Áreas de Preservação Permanente (APPs) e por isso há algumas restrições quanto ao manejo adaptativo que podem ser empregados nelas. Contudo, a Lei 12.651 estabelece que são admitidas nessas áreas intervenções de interesse social (Artº 8), estando inclusas “as atividades imprescindíveis à proteção da integridade da vegetação nativa, tais como prevenção, combate e controle do fogo, controle da erosão, erradicação de invasoras e proteção de plantios com espécies nativas” (Artº 3, Inciso IX). Além do mais, as ações corretivas aqui adotadas são “atividades eventuais e de baixo impacto ambiental” (Artº 3, Inciso X), uma vez que não descaracterizarão a cobertura vegetal nativa nem prejudicarão a função ambiental das área.

Com relação aos impactos antrópicos observados nas áreas, sugere-se que a Usina reúna as comunidades e realize um trabalho de conscientização, explicando a importância daquelas áreas restauradas para o entorno, para que assim, a população possa ser colaboradora daqueles ambientes. Caso os impactos antrópicos persistam, as ARs podem ser isoladas com cercas, que impedirão o acesso ilimitado.

Para o controle das gramíneas invasoras encontradas nas ARs, sugere-se, primeiramente, que toda área seja roçada manualmente, com a devida atenção nas nativas regenerantes, e em seguida sejam abertos sulcos (entre as linhas de plantio) e plantadas espécies que funcionem como adubo verde. A escolha desta primeira prática é justificada pela sua eficácia em remover as gramíneas da área, apesar do custo associado (TOREZAN; MONTOANI, 2013). A segunda, devido ao fato de adubos verdes serem uma excelente opção na redução da competição entre espécies nativas e invasoras, auxiliando também na fixação de nutrientes importantes para sobrevivência das plantas, influenciando positivamente o solo, contribuindo para a microbiota do solo e eficientes até na redução dos níveis de compactação do solo (POEPLAU; DON, 2015; SHRESTHA et al., 2015; FERREIRA et al., 2016). É ideal utilizar um mix de leguminosas de ciclo curto de vida, sendo algumas delas: crotalárias (*Crotalaria juncea*, *Crotalaria paulina*, *Crotalaria spectabilis* e *Crotalaria gratiana*), milheto (*Pennisetum glaucum*), mucuna-preta (*Mucuna aterrima*), mucuna-anã (*Mucuna deeringiana*), feijão-guandu (*Cajanus cajan*), feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis*) e feijão-de-corda (*Vigna unguiculata*). Sabendo-se do quanto as gramíneas invasoras prejudicam e inibem o desenvolvimento das plantas, é sugerido que o roço seja iniciado com urgência e que, logo em seguida, sejam plantadas as espécies que funcionam como adubo verde.

Com relação às espécies exóticas presentes no extrato arbóreo, principalmente a Azeitona (*Syzygium cumini*), recomenda-se que seja realizado o anelamento nos indivíduos,

gradualmente, transformando-os em poleiros vivos durante a sua senescência. Contudo, esta prática só deve ser realizada quando as gramíneas estiverem controladas e for avaliado que os indivíduos regenerantes estão começando a se estabelecer, para evitar que sejam abertas clareiras e as gramíneas se estabeleçam novamente. Os espécimes exóticos do estrato regenerante, que ainda estão em pouca quantidade, podem ser removidos manualmente.

Para aumentar a diversidade de espécies nas ARs, sugere-se que seja realizado o enriquecimento com espécies nativas. Em pequenos fragmentos de mata ciliar, isolados de outros e sob forte pressão por atividades agrícolas no entorno, o enriquecimento pode ser a única alternativa para contribuir com a diversidade do ambiente, acelerar a sucessão e torná-la mais atrativa à fauna (MARTINS, 2014). O enriquecimento pode ser realizado por mudas ou sementes, ficando a critério da Usina escolher a forma de conduzir o plantio, desde que inicie no período chuvoso. A seleção de espécies para enriquecer as ARs deve se basear na lista florística do fragmento referência (ER), bem como, no estudo de Oliveira (2006), sendo fundamental a escolha de espécies secundárias (iniciais e tardias) que darão continuidade à comunidade e aumentarão a riqueza das áreas. Devido à quantidade de indivíduos presentes no componente arbóreo e na regeneração do ER, demonstrando que são adaptadas aquela região, recomenda-se, à priori, que sejam utilizadas as espécies *Allophylus edulis*, *Albizia polycephala*, *Casearia sylvestris*, *Cupania impressinervia*, *Erythroxylum simonis*, *Erythroxylum passerinum* e *Guapira opposita*, no enriquecimento das áreas em restauração.

Além de adotar essas práticas, recomenda-se que o monitoramento nas ARs seja contínuo até que se comprove que as técnicas aqui sugeridas foram eficientes e que as ARs apresentam uma evolução e tendem a atingir o objetivo da restauração, com maior semelhança ao ER. Muitas dessas barreiras identificadas, que impediram que o processo de restauração nas ARs fosse mais eficiente, devem-se ao fato de não ter havido monitoramento durante estes oito anos, por isso, faz-se necessária sua continuidade nesse momento.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nos indicadores ecológicos avaliados, pode-se inferir que as áreas de restauração (ARs) assemelham-se entre si na maioria dos aspectos observados, diferindo em muitos outros do ecossistema de referência (ER).

A AR1 e AR2 possuem trajetórias ecológicas com atributos que indicam que a restauração não está caminhando para o sucesso, com base nas comparações com o ER.

Entre ambas as ARs, apesar de terem a mesma idade, AR1 apresentou-se menos desenvolvida do que AR2, fato atribuído aos fatores bióticos e abióticos observados nas áreas.

A composição florística das ARs não refletiu o ecossistema de referência - nem o estrato arbóreo, nem o regenerante. Houve diferença na riqueza de espécies, bem como, nos índices de diversidade. As características estruturais não foram destoantes entre os ambientes, com a maioria dos indivíduos nas primeiras classes de altura e diâmetro.

De modo geral, os resultados indicam que embora a comunidade arbórea das ARs apresente aspecto florestal, ela não é eficiente em termos de diversidade de espécies nativas, nem em diversidade de estratégias biológicas, sendo necessária a adoção das ações corretivas sugeridas no presente estudo para auxiliar no processo de restauração das ARs, bem como, é fundamental que o monitoramento seja uma prática contínua.

6. REFERÊNCIAS

- ALVARES, C.A. et al. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [S.l.], v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- APARÍCIO, W.C.S. et al. Estrutura da regeneração natural de espécies arbóreas em um fragmento de Mata Atlântica, Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v.6, n.3, p. 483-488, 2011.
- APG III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, Londres, v. 161, p. 105-121, 2009.
- ARONSON, J.; DHILLION, S.; LE FLOCH, E. On the need to select an ecosystem of reference, however imperfect: a reply to Pickett and Parker. **Restoration Ecology**, Tucson, v.3, n.1, p.1-3, 1995.
- ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P.H.S. Conceitos e definições correlatas à ciência e a prática da restauração ecológica. **Instituto Florestal - Série Registros**, São Paulo, n.44, p.1-38, 2011.
- AVILA, A.L. et al. Caracterização da vegetação e espécies para recuperação de mata ciliar, Ijuí, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 2, p. 251-260, 2011.
- BASTOS, S.C. **Aplicação de indicadores de avaliação e monitoramento em um projeto de restauração florestal, Reserva Particular do Patrimônio Natural – RPPN Fazenda Bulcão, Aimorés, MG**. 2010. 118p. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- BELLOTTO, A.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Principais iniciativas de restauração florestal na Mata Atlântica, apresentadas sob a ótica da evolução dos conceitos e dos métodos aplicados - Fase 1. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Ed.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ ESALQ, Instituto BioAtlântica, 2009. p. 11-13.
- BINGGELLI, P. The human dimensions of invasive woody plants. In: MCNEELY, J. A. **The Great Reshuffling Human Dimensions of Invasive Alien Species**. The World Conservation Union - IUCN, 2001. 238 p.
- BOX, G. E. P.; COX, D. R. An analysis of transformations. **Journal of the Royal Statistical Society**, London, v. 26, n. 2, p. 211-252, 1964.
- BRANCALION, P.H.S. et al. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: MARTINS, S. V. (ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2012, p. 262-293.
- BRANCALION, P.H.S. et al. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 455-470, 2010.
- BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de textos, 2015.

BRANCALION, P.H.S; ISERNHAGEN, I.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. 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; Instituto BioAtlântica. 2009. cap. 1, p. 15-90.

BRANDÃO, C.F.L.S. **Estrutura do componente arbóreo e da regeneração natural em fragmentos de floresta atlântica de diferentes tamanhos, em Sirinhaém, Pernambuco**. 2014. 108f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e revoga a Lei 4.771/1965. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>. Acesso: 02 dez 2016.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Instituiu o novo código florestal. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L4771.htm>. Acesso: 02 dez 2016.

BRASIL. Lei nº 8.171, de 17 de janeiro de 1991. Dispõe sobre a política agrícola. Disponível em <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L8171.htm>. Acesso: 02 dez 2016.

CASTRO, D.; MELLO, R.S.P.; POESTER, G.C. (orgs.) **Práticas para restauração da mata ciliar**. Porto Alegre: Catarse – Coletivo de Comunicação, 2012.

CHOI, Y.D. Theories for ecological restoration in changing environment: toward “futuristic” restoration. **Ecological Research**, [S.l.], v.19, p.75–81, 2004.

COELHO, G.F. et al. Aspectos da legislação ambiental para a revegetação de matas ciliares no estado do Paraná. **Acta Iguazu**, Cascavel, v.2, Suplemento, p. 22-34, 2013.

COELHO, R.L.G. 2014. **Estudos sistemáticos das espécies neotropicais de *Allophylus* L. (Sapindaceae)**. Tese de Doutorado, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 449p.

CUNHA NETO, F.V. et al. Acúmulo e decomposição da serapilheira em quatro formações florestais. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 3, p. 379-387, 2013.

DALE, V.H.; BEYELER, S.C. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, [S.l.], v. 1, p. 3-10, 2001.

DARONCO, C.; MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Ecosistema 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.

DUARTE, M.C. Ceiba *in* Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2015. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB9037>>, acesso em 19 jan 2017.

DURIGAN, G. et al. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, Viçosa, 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.

DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. R. **Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas**. São Paulo, SP: Páginas & Letras Editora, 2013.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. (eds.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu, SP: FEPAF, 2003. 340 p.

FARIA, H. H.; SÉRIO, F. C.; GARRIDO, M. A. O. Recomposição da vegetação ciliar integrada à conservação de microbacia. **Instituto Florestal**, São Paulo, n. 21, p. 1-13, 2001.

FERREIRA, E.M. et al. Recuperação de áreas degradadas, adubação verde e qualidade da água. **Revista Monografias Ambientais – REMOA**, Santa Maria, v. 15, n.1, p.228-246, 2016.

FONSECA, F. (Coord.). **Manual de restauração florestal: um instrumento de apoio à adequação ambiental de propriedades rurais do Pará**. Belém, PA: TNC, 2013. 128 p.

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.

FRANKLIN, J. F.; LINDENMAYER, D. B. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. **PNAS**, [S.l.], v. 106, p. 349-350, 2009.

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 Paulo, v.55, n.4, p.753-767, 1995.

GRAY, A.N.; AZUMA, D.L. Repeatability and implementation of a forest vegetation indicator. **Ecological Indicators**, [S.l.], v.5, p.57-71, 2005.

HIGUCHI, P. et al. Composição florística da regeneração natural de espécies arbóreas ao longo de oito anos em um fragmento de floresta estacional semidecidual, em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n. 6, p. 893-904, 2003.

HOBBS, R.J. Setting effective and realistic restoration goals: key directions for research. **Restoration Ecology**, Tucson, v.15, p.354-357, 2007.

HOBBS, R.J.; HIGGS, E.; HARRIS, J.A. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. **Trends in Ecology and Evolution**, [S.l.], v.24, p.599–605, 2009.

HOLANDA, A. C. **Estrutura e efeito de borda no componente arbóreo de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Pernambuco**. 2008. 87f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

HOROWITZ, C.; MARTINS, C.R.; WALTER, B.M.T. Flora exótica no Parque Nacional de Brasília: levantamento e classificação das espécies. **Biodiversidade Brasileira**, Brasília, v.3, n.2, p.50-73, 2013.

HUTCHESON, K. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. **Journal of Theoretical Biology**, [S.l.], v. 29, p. 151-154, 1970.

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

INSTITUTO HÓRUS. **Base de dados sobre espécies exóticas invasoras em I3N-Brasil**. Disponível em: <<http://i3n.institutohorus.org.br/www/>>. Acesso em: 2 dez. 2016. – Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental/The Nature Conservancy.

JONES, H.P.; SCHMITZ, O.J. Rapid recovery of damaged ecosystems. **PLoS ONE**, [S.l.], v. 4, n. 5, p. e5653, 2009.

JORDANO, P. et al. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; SLUYS, M.V.; ALVES, M.A.S. (Eds.). **Biologia da Conservação: essências**. São Paulo: Editorial Rima, 2006, p. 411-436.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. In: Rodrigues, R. R. & Leitão Filho, H. F. (eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. EDUSP, São Paulo, p. 249-269, 2000.

LACERDA, D.M.A.; FIGUEIREDO, P.S. Restauração de matas ciliares do rio Mearim no município de Barra do Corda-MA: seleção de espécies e comparação de metodologias de reflorestamento. **Acta Amazonica**, Manaus, v.39, n.2, p.295 –304, 2009.

LORENZI, H. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 6 ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2014. v.1, 384 p.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais**. 4 ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008. 640p.

LYRA-JORGE, M. C.; CIOCHETI, G.; PIVELLO, V. R. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. **Biodiversity Conservation**, [S.l.], v. 17, p. 1573-1580, 2008.

MACHADO, S.A. et al. Funções de distribuição diamétrica em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n. 8 p. 2428-2434, 2009.

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

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

- MARANGON, L.C. et al. Regeneração natural em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 1, p. 183-191, 2008.
- MARCUZZO, S.B. et al. Comparação entre áreas em restauração e área de referência no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v.38, n.6, p.961-972, 2014.
- MARCUZZO, S.B. **Métodos e espécies potenciais para a restauração de áreas degradadas no Parque Estadual Quarta Colônia, RS**. 2012. 155 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.
- MARON, M. et al. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. **Biological Conservation**, Kidlington, v.155, p.141–148, 2012.
- MARTINS, S. V. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa, MG: Editora UFV, 2012.
- MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, n. 3, p. 405-412, 1999.
- MARTINS, S.V. 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, v.32, n.4, p.759-767, 2008.
- MARTINS, S.V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração**. 3. ed. Viçosa: Aprenda Fácil, 2013.
- _____. **Recuperação de matas ciliares: no contexto do novo código florestal**. 3 ed. Viçosa: Aprenda Fácil, 2014.
- _____. **Restauração florestal em Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal**. Viçosa: Editora CPT, 2010.
- MEDRI, C. et al. Morfoanatomia de órgãos vegetativos de plantas juvenis de *Aegiphila sellowiana* Cham. (Lamiaceae) submetidas ao alagamento do substrato. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, vol.25 n.2, p.445-454, 2011.
- MELO, A.C.G. Guia para monitoramento de reflorestamentos para restauração. **Circular Técnica**, n. 1, São Paulo, 2010. (Projeto Mata Ciliar).
- MIGLIATO, K.F. et al. Ação Farmacológica de *Syzygium cumini* (L.) Skeels. **Acta Farmacéutica Bonaerense**, Buenos Aires, v.25, n.2, p. 310-314, 2006.
- MILLER, S.J.; WARDROP, D.H. Adapting the floristic quality assessment index to indicate anthropogenic disturbance in central Pennsylvania wetlands. **Ecological Indicators**, [S.l.], v.6, n.2, p. 313–326, 2006.
- MIRANDA NETO, A. et al. Banco de sementes do solo e serapilheira acumulada em floresta restaurada. **Revista Árvore**, Viçosa, v.38, n.4, 2014.

MIRANDA NETO, A. et al. Relações ecológicas entre estratos de uma área restaurada, com 40 anos, Viçosa-MG. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v.19, n.4, p.393-404, 2012.

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 jul-dez. 2007.

MÔNICO, A.C. **Transferência de bancos de sementes superficiais como estratégia de enriquecimento de uma floresta em processo de restauração**. 2012. 174 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

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.

MOREIRA, P.R.; SILVA, O.A. Produção de serapilheira em área reflorestada. **Revista Árvore**, Viçosa, v.28, n.1, p.49-59, 2004.

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

NAVES, R.P. **Estrutura do componente arbóreo e da regeneração de áreas em processo de restauração com diferentes idades, comparadas a ecossistema de referência**. 2013. 100f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

NUNES, A.S.; MARTINS, M.B.G. Estudo anatômico de folhas de *Syzygium cumini* (L.) Skeels (Myrtaceae). **Revista Biociências**, Taubaté, v.16, n.2, p. 116-122, 2010.

OLIVEIRA, E.B. **Florística e estrutura fitossociológica de mata ciliar na Bacia do Rio Goiana – PE**. 2006. 88f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

OLIVEIRA, L.S.B. et al. Structure of the woody component of an Atlantic forest Fragment, Moreno – PE. **Ciências Agrárias**, Londrina, v. 33, n. 1, p. 203-210, 2012.

PARENTE, H.N.; MAIA, M.O. Impacto do pastejo sobre a compactação dos solos com ênfase no Semiárido. **Revista Trópica**, Chapadinha, v. 5, n. 3, p. 3-15, 2011.

PEREIRA, I.M. et al. Caracterização ecológica de espécies arbóreas ocorrentes em ambientes de mata ciliar, como subsídio à recomposição de áreas alteradas nas cabeceiras do Rio Grande, Minas Gerais, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 20, n. 2, p. 235-253, abr.-jun., 2010.

PEREIRA, I.M. et al. Tree species occurring on a riparian slope and correlations with soil variables in the upper Grande River, Minas Gerais, Brazil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.42, n.12, p.2192-2198, 2012.

- PIJL, L.V.D. **Principles of dispersal in higher plants**. 3. ed. New York: Springer-Verlag, 1982.
- POEPLAU, C.; DON, A. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems and Environment-Elsevier**, USA, v. 200, p. 33–41, 2015.
- REIS, A. Conceitos de recuperação e restauração. In: **Apostila de restauração ambiental sistêmica do laboratório de ecologia florestal**. Santa Catarina: LABRAS/UFSC, 2008. cap. 1, p. 4-6.
- 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. (Coord.) - PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA. **Protocolo de monitoramento para programas e projetos de restauração florestal**. São Paulo, SP: Pacto Pela Restauração da Mata Atlântica, 2013. v. 2.
- 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.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. de F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2004. cap. 15.1, p.35-247.
- RUIZ-JAEN, M.C.; AIDE, M. Restoration Success: How is it being measured? **Restoration Ecology**, Tucson, v.13, n.3, p.569-577. 2005.
- SAMPAIO, A.B; SCHMIDT, I.B. Espécies exóticas invasoras em Unidades de Conservação Federais do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, Brasília, v.3, n.2, p.32-49, 2013.
- SAMPAIO, M.B; GUARINO, E.S.G. Efeitos do pastoreio de bovinos na estrutura populacional de plantas em fragmentos de floresta ombrófila mista. **Revista Árvore**, Viçosa, v.31, n.6, p. 1035-1046, 2007.
- SANSEVERO, J.B.B. **Processos de regeneração em Mata Atlântica: uma comparação entre áreas naturais e plantios de restauração ecológica na Reserva Biológica Poço das Antas, Rio de Janeiro**. 2008. 145 p. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Escola Nacional de Botânica Tropical, Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- SANTOS-FILHO, M. et al. Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. **Biodiversity Conservation**, [S.l.], v. 21, p.1127-1147, 2012.
- SCARIOT, E.C.; REIS, A. Riqueza e estrutura florística de corredores ciliares em regeneração natural no planalto norte catarinense, sul do Brasil. **Perspectiva**, Florianópolis, v.34, n.125, p.53-65, 2010.
- SCHIEVENIN, D.F. et al. Monitoramento de indicadores de uma área de restauração florestal em Sorocaba-SP. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, Garça, v.19, n.1, p.95-108, 2012.

SCHNEIDER, P. R.; SCHNEIDER, P. S. P.; SOUZA, C. A. M. **Análise de regressão aplicada à Engenharia Florestal**. 2. Ed. Santa Maria: UFSM, CEPEF, 2009. 236p.

SCOLFORO, J.R.S.; PULTZ, F.A.; MELO, J.M. Modelagem da produção, idade das florestas nativas, distribuição espacial das espécies e a análise estrutural. In: SCOLFORO, J.R.S. (Coord.). **Manejo florestal**. Lavras: UFLA/FAEPE, p.189-246. 1998.

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/docs/default-document-library/english.pdf>>.

SHRESTHA, K. et al. Characterisation of the soil microbial community of cultivated and uncultivated vertisol in Australia under several management regimes. **Agriculture, Ecosystems and Environment-Elsevier**, USA, v. 199, p. 418–427, 2015.

SILVA, M.S.C. **Indicadores de qualidade do solo em sistemas agroflorestais em Paraty, RJ**. 2006. 54 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

SILVA, R.K.S. et al. Estrutura e síndromes de dispersão de espécies arbóreas em um trecho de mata ciliar, Sirinhaém, Pernambuco, Brasil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v.32, n.69, p.1-11, 2012.

SILVA, W.C. et al. Estudo da regeneração natural de espécies arbóreas em fragmento de floresta ombrófila densa, Mata das Galinhas, no município de Catende, Zona da Mata Sul de Pernambuco. **Revista Ciência Florestal**, Santa Maria, v.17, n.4, p.321-331, 2007.

SNEDECOR, G. W.; COCHRAN, W. G. **Statistical Methods**, 8. ed. Iowa: Iowa State University Press, 1989. 247p.

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/FB86017>>, acesso em 19 jan 2017.

SOMNER, G.V. et al. Allophylus *in* Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2015.. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB20873>>, acesso em acesso em 19 jan 2017.

SOUZA, L.M. **A regeneração natural como indicador de sustentabilidade em áreas em processo de restauração**. 2014. 128f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras.

SOUZA, L.M.F.I. et al. Sistema de reprodução em população natural de *Chorisia speciosa* A. St.-Hil. (Bombacaceae). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 26, n. 1, p. 113-21, 2003.

SOUZA, P.A. et al. Avaliação do banco de sementes contido na serapilheira de um fragmento florestal visando recuperação de áreas degradadas. **Cerne**, Lavras, v. 12, n. 1, p. 56-67, 2006.

STEFANELLO, D. et al. Síndrome de dispersão de diásporos das espécies de trechos de vegetação ciliar do Rio das Pacas, Querência, MT. **Acta Amazonica**, Manaus, v.40, n.1, p.141-150, 2010.

STEFANELLO, D.; FERNANDES-BULHÃO, C.; MARTINS, S. V. Síndrome de dispersão de sementes em três trechos de vegetação ciliar (Nascente, Meio e Foz) ao longo do Rio pindaíba, MT. **Revista Árvore**, Viçosa, v.33, n.6, p.1051-1061, 2009.

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, v.32, n.2, p.377-385, 2008.

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

TABARELLI, M.; PERES, C.A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in brazilian atlantic forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, Kidlington, v. 106, n. 2, p. 165-176, 2002.

TIERNEY, G.L. et al. Monitoring and evaluating the ecological integrity of forest ecosystems. **Front Ecol Environ**, [S.l.], v.7, n.6, p.308-316, 2009.

TOREZAN, J.M.D.; MANTOANI, M.C. Controle de gramíneas no subosque de florestas em restauração. In: DURIGAN, G.; SOARES, V. (Org.). **Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas**. São Paulo: Páginas & Letras Editora, 2013.

TURCHETTO, F.; FORTES, F.O. Aporte e decomposição de serapilheira em Floresta Estacional Decidua na região do Alto Uruguai, RS. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 34, n. 80, p. 391-397, 2014.

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, v.35, n.3, p. 473-483, 2011.

VENZKE, T.S. et al. Síndromes de dispersão de sementes em estágios sucessionais de mata ciliar, no extremo sul da Mata Atlântica, Arroio do Padre, RS, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v.38, n.3, p.403-413, 2014.

VIDAL, M.M. et al. Produção de serapilheira em floresta Atlântica secundária numa paisagem fragmentada (Ibiúna, SP): importância da borda e tamanho dos fragmentos. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.30, n.3, p.521-532, 2007.

VIGILATO, G.; ZAMPAR, R. Susceptibilidade das zonas de recuperação de uma unidade de conservação à invasão biológica por espécies arbóreas exóticas. **SaBios: Revista de Saúde e Biologia**, Campo Mourão, v.6, n.3, p.25-37, 2011.

WHITE, P.S.; WALKER, J.L. Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology. **Restoration Ecology**, Tucson, v.5, n.4, p.338-349, 1997.

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.