

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA A SUSTENTABILIDADE
CAMPUS DE SOROCABA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
“PLANEJAMENTO E USO DE RECURSOS RENOVÁVEIS”

DANILO RIBEIRO DA COSTA

**PLANTIO ADENSADO E DIVERSO E SUA RELAÇÃO SOBRE O COMPORTAMENTO DE
ESPÉCIES FLORESTAIS**

Sorocaba/SP

2020

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA A SUSTENTABILIDADE
CAMPUS DE SOROCABA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
“PLANEJAMENTO E USO DE RECURSOS RENOVÁVEIS”

DANILO RIBEIRO DA COSTA

**PLANTIO ADENSADO E DIVERSO E SUA RELAÇÃO SOBRE O
COMPORTAMENTO DE ESPÉCIES FLORESTAIS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em
Planejamento e Uso de Recursos Renováveis, da
Universidade Federal de São Carlos, como parte dos
requisitos para obtenção do título de Doutor

Orientador: Prof^a. Dra. Fátima C. M. Piña-Rodrigues
Coorientador: Prof. Dr. José Mauro Santana da Silva

Sorocaba/SP

2020

Costa, Danilo Ribeiro da

Plantio adensado e diverso e sua relação sobre o comportamento de espécies florestais / Danilo Ribeiro da Costa -- 2020.
110f.

Tese de Doutorado - Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba

Orientador (a): Profa. Dra. Fátima Conceição Marquez Piña-Rodrigues

Banca Examinadora: Prof^a. Dra. Elza Alves Corrêa, Prof^a. Dra. Deborah Barroso, Prof. Dr. Nobel Penteado de Freitas, Prof^a. Dra. Débora Zumkeller Sabonaro

Bibliografia

1. Restauração Florestal. 2. Índices de Competição. 3. Sucessão Ecológica. I. Costa, Danilo Ribeiro da. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática (SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano -
CRB/8 6979

DANILO RIBEIRO DA COSTA

**PLANTIO ADENSADO E DIVERSO E SUA RELAÇÃO SOBRE
O COMPORTAMENTO DE ESPÉCIES FLORESTAIS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação para obtenção do título de doutor em
Planejamento e Uso de Recursos Renováveis.
Universidade Federal de São Carlos.
Sorocaba, 13 de agosto de 2020.

Orientadora:



Profa. Dra. Fátima Conceição Marquez Piña-Rodrigues
Universidade Federal de São Carlos – UFSCar *Campus Sorocaba*

Certifico que a sessão de defesa foi realizada com a participação à distância dos membros Profa. Dra. Elza Alves Corrêa, da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP Registro, Prof. Dr. Nobel Penteadado de Freitas, da Universidade de Sorocaba – UNISO Sorocaba, Profa. Dra. Deborah Guerra Barroso, da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro - UENF e Profa. Dra. Débora Zumkeller Sabonaro, da Universidade Federal de São Carlos – *Campus Sorocaba* e, depois das arguições e deliberações realizadas, os participantes à distância estão de acordo com o conteúdo do parecer da comissão examinadora redigido no relatório de defesa de Tese de Danilo Ribeiro da Costa, com a devida APROVAÇÃO.



Profa. Dra. Fátima Conceição Márquez Piña-Rodrigues
Universidade Federal de São Carlos – UFSCar

DEDICATÓRIA

Dedico aos meus pais Maria Lúcia e Joel Conrado, por sempre estarem ao meu lado em todos os momentos, em especial ao meu pai. Ainda lembro do dia que ao seu lado me levou para minha matrícula na universidade em São Carlos, momento que guardo com carinho; e à minha esposa Natália Ferreira Muniz da Costa, que sempre esteve ao meu lado em todos os momentos.

EPÍGRAFE

*A fé e o pensamento
caminham juntos; e é impossível crer
sem pensar.*

John Stott

AGRADECIMENTOS

A vida acadêmica pode ser comparada a um caminho que podemos andar, que diante de nós apresenta diferentes percursos e paradas. No início somos conduzidos não por nós mesmos, porém por aqueles que nos ensinaram o caminho que devemos andar, nossos pais, por isso agradeço, ao Joel e Maria Lúcia. Depois, ao passo que aprendemos a andar sozinhos, percebemos que em todas as coisas existem os passos de alguém que já está trilhando por nós e certamente guiou nossos pais, antes do nosso caminhar, por isso acima de tudo glorifico a Deus, pelo caminho que me ensinou a andar em Jesus Cristo. Andando, agora somos conduzidos em caminhos e paradas, que não por coincidência, mas sem sabermos, somos postos a pessoas que nos auxiliam em diferentes níveis na caminhada, alguns são como pilares que nos sustentam. Um desses pilares na minha vida é minha esposa, Natália, por sempre estar ao meu lado, rindo quando é hora de se alegrar, e triste em momento de maior tensão, porém sempre unidos em um só propósito como devemos ser.

Agradeço ao Laboratório do LASEM, onde me deparei com pessoas engajadas e sempre ativas para nos ajudar, seja em campo, como Marcos, ou nos apoiando e, simultaneamente, nos auxiliando em tudo como a Ana, Lausanne e Ivonir. Agradeço a minha orientadora Fatima C.M. Piña-Rodrigues que, por horas e dias incomuns e por ter que trabalhar em conjunto aos estudos, me atendeu aos sábados, sempre me desafiando e corrigindo nas horas certas, bem como ao meu coorientador Prof. José Mauro Santana da Silva, que sempre teve ouvidos para ouvir e conselhos e caminhos a sugerir. Agradeço a Toyota do Brasil, na pessoa do analista ambiental Paulo H. Gomes, que em todos os momentos se colocou à disposição para auxílio nas saídas e autorizações de campo. À UFSCar Sorocaba, que proporciona desde minha graduação a formação pessoal em minha carreira e ao Programa de Pós-Graduação PPGPUR, por sua compreensão em decisões de conselho, bem como por todo auxílio da administração conduzido pela Luciana Missae Kawamura. Aos amigos que em momentos de dificuldade são socorro bem presente. Tudo isso é possível porque a vida é feita por encontros, às vezes desafiantes, outras vezes inusitados, mas que ao fim sempre é pedagógico, pois amadurecemos e assim podemos repassar daquilo que aprendemos.

Aos meus amigos do PPGPUR, Rodrigo Almeida e Admilson Clayton Barbosa, que durante os anos da pós-graduação foram sempre presentes em relação às ideias, atividades e projetos. Quero agradecer enormemente aos meus amigos Márcio e Marcia Pala que sempre trouxeram conselhos, direções e por estarem presentes nos momentos finais.

Por fim de forma simples, a todos professores que me auxiliaram, seja na qualificação, Profº Nobel Penteadó e Profº Maurício Cetra, nas paradas de corredores, e no processo final de defesa de tese, Profª. Dra. Elza Alves Corrêa, Profº Dr. Alexandre Marco da Silva, Profª Dra. Deborah Barroso, Prof. Dr. Nobel Penteadó de Freitas, Profª. Dra. Débora Zumkeller Sabonaro, Drº Júlio César de Moraes, que me auxiliaram até o presente momento, a tudo e a todos, obrigado.

RESUMO GERAL

COSTA, D. R. Plantio adensado e diverso e sua relação sobre o comportamento de espécies florestais, 2020. 106f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2020.

Modelos de restauração empregando alta densidade de indivíduos permitem que processos de competição inter e intraespecífica ocorram de forma precoce influenciando as relações de crescimento. O estudo visou analisar como as espécies se comportam em relação ao crescimento, mortalidade e competição quando em condições adensadas e de alta diversidade e como isto se reflete nos diferentes sistemas de classificação ecológica. Para tanto, foi analisada uma área de restauração com oito anos em modelo adensado (3 a 4 plantas.m²) e diverso (142 espécies) obtendo-se dados de altura, diâmetros e sobrevivência em 701 indivíduos de 51 espécies. Em parcelas circulares (7,069 m²) foram determinados os índices de competição baseados na altura e diâmetro de cada planta em relação de aos seus vizinhos. Análises de regressões lineares múltiplas, de componentes principais e de rede permitiram avaliar as relações entre as variáveis e as espécies. Os índices de competição possibilitaram caracterizar as diferenças de resposta das espécies em função dos seus vizinhos. A classificação sucessional em pioneiras e não-pioneiras s foi a que mais contribuiu para expressar a relação de competição entre as espécies. Indivíduos bifurcados apresentaram maior potencial competitivo quando submetidos à alta riqueza de espécies e maior potencial competitivo por altura. Espécies como *Mimosa bimucronata*, *Guazuma ulmifolia* e *Croton urucurana* evidenciaram alta capacidade competitiva inibindo as demais. Embora promovam a estruturação inicial da área, recomenda-se seu uso na restauração em baixa densidade e frequência.

Palavras-chave: Restauração Florestal; Índices de Competição Individuais; Sucessão Ecológica

ABSTRACT

COSTA, D. R. Dense and diverse planting, and its relationship on the behavior of forest species, 2020. 106f. Thesis (doctorate) – Federal University of São Carlos, Sorocaba, 2020.

Restoration models with high density of individuals promote early inter- and intraspecific competition processes, influencing growth relationships. Our study aimed to analyze how the species perform in relation to growth, mortality, and competition in dense and in high diversity conditions and its influence in their ecological classification. An eight-year-old dense (3 to 4 plants.m⁻²) and diverse (142 species) restoration area was analyzed, obtaining height, diameter, and survival data of 701 individuals of 51 species. In circular plots (7.069 m²) competition rates were determined based on the height and diameter of each plant in relation to its neighbors. Analysis of multiple linear regressions, principal components and network allowed to evaluate the relationships between variables and species. The competition indexes made it possible to characterize the differences in species response according to their neighbors. The successional classification of pioneers and non-pioneers was the one that most contributed to express the competitive relationship between species. Bifurcated individuals had greater competitive potential when subjected to high species richness and showed greater competitive potential by height. Species such as *Mimosa bimucronata*, *Guazuma ulmifolia* and *Croton urucurana* demonstrated highly competitive capacity inhibiting their neighborhood. Although they enable the initial vegetation structure, we recommended their use in low density and frequency in ecological restoration.

Keywords: Forest Restoration; Individual Competition Indices; Ecological Succession

LISTA DE FIGURA

Figura 1 - Modelo conceitual do método Miyawaki. Adaptado (MIYAWAKI,2004).....	32
Figura 2 – Localização da área de estudo em relação ao município de Sorocaba, São Paulo e das parcelas e oito subparcelas de monitoramento da restauração dentro de cada bloco (cor marrom, foto central) aos oito anos de idade. Plantio em outubro de 2011.	39
Figura 3 – Ilustração da forma de instalação dos pontos de medição nas subparcelas de estudos de 2,5 x 5,0 m, representando os indivíduos dentro das áreas de raio 1,5m.....	42
Figura 4: Ilustração da forma de coleta de dados de diâmetro à altura do colo (DAC) e altura (H) nos círculos de raios de 1,5 m empregados para o cálculo dos índices de competição ISD1 e ISD2, para as árvores-alvo (Arv. 1 e Arv.2) e as árvores vizinhas da Arv.1 (Arv 2, Arv 3 e Arv 4) e da Arv.2 (Arv.1, Arv.3 e Arv.4).	44
Figura 5- Fluxograma das etapas de análise de dados para avaliar as respostas das espécies em relação à competição em plantio adensado no modelo Miyawaki, em Sorocaba, SP.	46
Figura 6 – Número de espécies arbóreas por família amostradas em área de restauração no modelo Miyawaki, em Sorocaba-SP. Plantio em 2011 e dados levantados em 2019.	47
Figura 7 – Distribuição do número de indivíduos por classe de diâmetro à altura do colo-DAC (mm) e altura total – H (m) obtidos aos oito anos após o plantio de restauração no modelo Miyawaki em Sorocaba- SP.	51
Figura 8 - Boxplot do diâmetro a altura do colo - DAC (mm) e altura total – H (m) para as espécies classificadas como pioneiras (P), não-pioneiras (NP), de diversidade (Di) e de Preenchimento (Pr) e quanto à classe de aptidão como facilitadoras e estruturantes em plantio no modelo Miyawaki, em Sorocaba- SP. Plantio em 2011, dados obtidos em 2019.	52
Figura 9 – Matriz de correlação entre as variáveis na área de restauração no modelo Miyawaki, em Sorocaba-SP. Plantio em 2011, dados obtidos em 2019. Bif = Bifurcação, S = Riqueza, Den = Densidade de indivíduos por metro quadrado, Mor (%) = mortalidade, ISD1 = Índice de Competição Semi-dependente de distância pelo DAC; ISD2 = Índice de Competição Semi-dependente de distância pelo H. Valores de correlação seguidos asteriscos são significativos à 5% (**) e 1%(***) de probabilidade; ns= não significativo.....	54
Figura 10 – Ordenamento das variáveis Análise de Componentes Principais das variáveis e espécies em relação ao Cos^2 da análise, observando 50,5% da variância no componente 1 e 22,2% para o componente 2. ISDI 1 = Índice de Competição Semi-dependente de Distância para DAC; ISDI 2 = Índice de Competição Semi-dependente de Distância para Altura, Altura (H), Bifurcação (Bif), Densidade (Den), Mortalidade (Mor), Riqueza (S) e Código (Cod) das	

espécies, em plantios denso-diverso-funcional. No círculo, espécies com maior correlação com o componente 1.....	59
Figura 11 – Proporção da variância explicada significativamente pelos componentes da análise de componentes principais (PCA) de acordo com o método Broken-stick.....	59
Figura 12 – Comportamento das variáveis na PCA, (a) relação do \cos^2 para as variáveis no componente principal 1 (esquerda) e (b) relação do \cos^2 para as variáveis no componente principal 2 (direita).	60
Figura 13 – Contribuição das variáveis na Análise de PCA para o conjunto de dados. Linha tracejada= média esperada da análise.....	61
Figura 14 – Relação das projeções nos Componentes da PCA, contribuição das espécies, em relação a contribuições média. (Lista de espécies e seus respectivos códigos listados na Tabela 4). Linha tracejada contribuição média das espécies.....	62
Figura 15 – Análise PCA em relação as espécies nas classes de sucessão P= pioneira, Np= não-pioneiras, observando 50,5% da variância no componente 1 e 22,2% para o componente 2. ISDI 1 = Índice de Competição Semi-dependente de Distância para DAC; ISDI 2 = Índice de Competição Semi-dependente de Distância para Altura, Altura (H), Bifurcação (Bif), Densidade (Den), Mortalidade (Mor), Riqueza (S) e Nomes e acrônimos das espécies na Tabela 4, aos oito anos em plantio denso-diverso-funcional. Círculo tracejado – espécies com alta habilidade competitiva. Círculo azul – Espécies que promovem a estrutura da área devido ao adensamento; Círculo Vermelho – Espécies influenciadas pela competição em relação a mortalidade e densidade na trajetória da sucessão.	64
Figura 16 – Análise PCA em relação as espécies nas classes de plantio Div = Diversidade, Pre = Preenchimento, observando 50,5% da variância no componente 1 e 22,2% para o componente 2. ISDI 1 = Índice de Competição Semi-dependente de Distância para DAC; ISDI 2 = Índice de Competição Semi-dependente de Distância para Altura, Altura (H), Bifurcação (Bif), Densidade (Den), Mortalidade (Mor), Riqueza (S) e Código (Cod) das espécies, aos oito anos em plantio denso-diverso-funcional, conforme Tabela 4. Círculo azul – Espécies que promovem a estrutura da área devido ao adensamento; Círculo Vermelho – Espécies influenciadas pela competição em relação a mortalidade e densidade na trajetória da sucessão.	67
Figura 17 – Análise PCA em relação as espécies nas classes aptidão EST = Estruturantes, FAC = Facilitadoras, SEN = Sensíveis à competição, observando 50,5% da variância no componente 1 e 22,2% para o componente 2. ISDI 1 = Índice de Competição Semi-dependente de Distância para DAC; ISDI 2 = Índice de Competição Semi-dependente de	

Distância para Altura, Altura (H), Bifurcação (Bif), Densidade (Den), Mortalidade (Mor), Riqueza (S) e Código (Cod) das espécies.....	68
Figura 18 – Representação do resultado da análise de Rede das espécies <i>Croton urucurana</i> , <i>Mimosa bimucronata</i> , <i>Heliocarpus popayanensis</i> , <i>Guazuma ulmifolia</i> em relação às suas espécies vizinhas com base no índice ISDI 1 em plantio adensado no modelo Miyawaki em Sorocaba-SP. Plantio 2011. Dados obtidos em 2019. Nomes e acrônimos das espécies na Tabela 4.	72
Figura 19 – Representação do resultado da análise de Rede das espécies <i>Croton urucurana</i> , <i>Mimosa bimucronata</i> , <i>Heliocarpus popayanensis</i> , <i>Guazuma ulmifolia</i> em relação às suas espécies vizinhas com base no índice ISDI 2 em plantio adensado no modelo Miyawaki em Sorocaba-SP. Plantio 2011. Dados obtidos em 2019. Nomes e acrônimos das espécies na Tabela 4.	73
Figura 20 – Valores dos ISDI 1 (azul) e ISDI 2 (amarelo) em relação as espécies na Análise de Rede para <i>Guazuma ulmifolia</i> . Nomes e acrônimos das espécies na Tabela 4.	74
Figura 21 – Valores dos ISDI 1 (azul) e ISDI 2 (amarelo) em relação as espécies na Análise de Rede para <i>Heliocarpus popayanensis</i> . Nomes e acrônimos das espécies na Tabela 4.....	75
Figura 22 – Valores dos ISDI 1 (azul) e ISDI 2 (amarelo) em relação as espécies na Análise de Rede para <i>Croton urucurana</i> . Nomes e acrônimos das espécies na Tabela4.	76
Figura 23 – Valores dos ISDI 1 (azul) e ISDI 2 (amarelo) em relação as espécies na Análise de Rede para <i>Mimosa bimucronata</i> . Nomes e acrônimos das espécies na Tabela4.....	77

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Fórmulas dos Índices de Competição (IC) empregados para avaliação da competição intra e interespecífica entre plantas e espécies e suas fontes de autoria.....	25
Tabela 2 – Lista de espécies selecionadas e respectivos códigos adotados no estudo de restauração no modelo Miyawaki, em Sorocaba-SP. Plantio outubro de 2011.....	40
Tabela 3 - Índices de competição Semi-dependentes de distância empregados para a análise da competição entre plantas vizinhas às espécies-alvo, adaptados de GLOVER e HOOL (1979).	44
Tabela 4- Lista de espécies selecionadas para o estudo e respectivos valores das variáveis empregadas em estudo de restauração no modelo Miyawaki, em Sorocaba-SP, aos 8 anos após o plantio adensado-diverso-funcional.....	49
Tabela 5 – Variáveis preditoras dos índice de competição ISDI 1 e ISDI 2, resultante do método de seleção por <i>stepwise</i> , aos oito anos após o plantio adensado-diverso-funcional. ...	55
Tabela 6 – Ajuste do modelo de regressão linear, equação com as variáveis significativas pelo método de seleção <i>stepwise</i> para a relação dos índices de competição (ISDI 1 e ISDI 2).....	56
Tabela 7 – Relação das espécies de maior contribuição da PCA em relação às classificações na restauração. Nomes das espécies e seus acrônimos na Tabela 4.	69

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	17
1 INTRODUÇÃO.....	17
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	20
2.1 BASES PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA.....	20
2.1.1 Ação dos atores no processo de restauração florestal.....	20
2.1.2 Processo de Sucessão Ecológica.....	21
2.2 ARRANJOS DE PLANTIOS NA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA	26
2.3 MODELO DENSO DIVERSO E FUNCIONAL (DDF): UMA PERSPECTIVA ADENSADA	30
2.3.1 Projeto Morizukuri: Criar Floresta	30
CAPÍTULO 2	34
3. INTRODUÇÃO.....	36
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	38
4.1. Área de Estudos.....	38
4.2. Critério da seleção das espécies.....	39
4.3. Coleta de dados.....	41
4.4. Classificação das espécies	42
4.5. Cálculo dos índices de competição.....	43
4.5.1. Índices de Competição.....	43
4.6. Mortalidade.....	45
4.7. Análise de Dados	45
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	46
5.1. Análise do crescimento.....	46
5.2. Classificação das espécies	52
5.3. Índices de Competição.....	53
5.3.1. Relações entre as variáveis e os índices de competição	55
5.4. Ordenamento das espécies em relação aos índices de competição	58
5.5. Ordenamento das espécies em função dos grupos sucessionais, de plantio e de aptidão das espécies.....	64

5.6. Análise da competição intra e interespecífica	71
6. CONCLUSÕES	79
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	80
8. REFERÊNCIAS	82
APÊNDICE	103

CAPÍTULO 1

PLANTIOS ADENSADOS: UM ANTIGO NOVO MODELO

1 INTRODUÇÃO

No mundo, cerca de 13 bilhões de hectares são constituídas por paisagens terrestres das quais 66% apresentam potencial para a formação de paisagens florestais, o que equivale a 8,7 milhões de hectares distribuídos em países como Rússia, Estados Unidos, Canadá, Austrália, China e Brasil (BASTIN et al., 2019). Segundo relatório da Organização das Nações Unidas (ONU), as estimativas apontam para a existência de 200 milhões de hectares que necessitam de restauração (FAO, 2020). Isto demonstra que, em escala mundial, o potencial das ações de restauração apresentam grande relevância.

No Brasil, de 2001 a 2019, aproximadamente 56,5 milhões de hectares de florestas passaram por processos de desmatamento (GFW, 2019). Segundo os autores, no horizonte de quase 20 anos a supressão de cobertura vegetal atingiu 56,5 milhões de hectares (Mha), tendo como principais promotoras de degradação regiões dos estados do Pará (14 Mha), Mato Grosso (11,2 Mha), Maranhão (4,9 Mha), Rondônia (4,28 Mha) e Bahia (3,24 Mha), atingindo ampla diversidade de paisagens, ecossistemas e biomas. Levando em consideração que até 2012 o ganho em área florestada, para o país, foi de 7,59 milhões de hectares, em quantidade de área o processo de degradação florestal foi superior ao da restauração de florestas nativas (GFW, 2019).

Superar filtros ambientais, principalmente nas fases iniciais, é um dos focos para o sucesso da restauração (ISERNHAGEN et al., 2009). É nessa fase que o processo gerado pelas ações da restauração irá conflitar com aquelas provocadas pela degradação. Assim, na restauração ativa por plantio de mudas, os indivíduos inseridos na área deverão ao longo do tempo superar a competição por gramíneas e, posteriormente, serem capazes de gerar uma fisionomia florestal que permita o desenvolvimento e favorecimento da superação de outros filtros (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Portanto, o sucesso da restauração resulta da combinação do uso correto das relações técnicas e ecológicas, considerando aspectos relevantes como o da escolha das espécies.

Iniciado, na década de 60, com os estudos de Budowski (1965), a partir da ecofisiologia das plantas e, posteriormente, com Bazzaz e Pickett (1980) e Swaine e Withmore (1988), foram estabelecidas as bases conceituais da classificação das espécies como pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e clímax, também classificadas de forma mais geral em pioneiras e não-pioneiras. Excetuando-se os plantios realizados no período colonial no Brasil, projetos relacionados a princípios ambientais foram iniciados na década de 40 em campanhas de reflorestamento, em São Paulo, visando ao plantio de árvores no sentido de barrar o desmatamento da época e proteger os remanescentes (NORDER, 2017). As ações se expandiram a partir da década de 70 com o plantio aleatório de espécies nativas com intuito ecológico (KAGEYAMA; BIELLA; PALERMO JÚNIOR, 1990). Nos anos 80 a 90, com algumas experiências de larga escala realizadas pela Companhia Energética de São Paulo (CESP), se difundiram os termos “pioneiras” e “definitivas” (NOFFS, 2000). Já no início dos anos 2000, foi amplamente adotado o conceito de “Restauração Ecológica” (MEA, 2005), no qual os parâmetros de escolha das espécies foram fundamentados nas relações de sucessão, ampliando o processo não apenas para as relações técnicas para incluir também as ecológicas (ACOSTA et al., 2018). A importância desta promoção da restauração, levando em consideração os aspectos ecológicos, permite o estímulo ao desenvolvimento de processos que sejam efetivos para a geração da resiliência e resistência na área (PIÑA-RODRIGUES; REIS; MARQUES, 1997; ALTIVO; PIÑA-RODRIGUES, 2017; GALETTI et al., 2018), promovendo a melhoria dos serviços ecossistêmicos (ALEXANDER et al. 2016).

Entre as técnicas empregadas, 64,7% dos casos adotam o processo de “restauração ativa”, seguido de 12,2% que utilizam a “restauração passiva”. Essas técnicas de promoção dos processos se diferenciam nas relações entre a necessidade de intervenção e a intensidade das ações de restauração na área (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Assim, a escolha entre apenas isolar uma área e conduzir a regeneração natural, comum na restauração passiva, até a intervenção ativa, com plantio de mudas nativas ou semeadura direta, depende principalmente dos filtros ambientais presentes na área (ISERNHAGEN et al., 2009).

No Brasil, país de proporções continentais, deve-se levar em consideração para a forma da restauração as diferentes fisionomias florestais presentes em seu território. Assim em locais como a Floresta Amazônica a restauração ativa pode ser realizada com a implantação de sistemas agroflorestais e plantio de mudas ou pelo uso de regeneração natural. O mesmo pode ser adotado no bioma da Mata Atlântica onde é possível, além das técnicas já citadas o uso de semeadura direta (RODRIGUES; GIULIATTI; JÚNIOR, 2020), com predominância de plantio de mudas (OLIVEIRA; ENGEL, 2017) em diferentes modelos e espaçamentos (PIÑA-

RODRIGUES; REIS; MARQUES, 1997; LELES et al., 2011; NASCIMENTO et al., 2012; TRENTIN et al., 2018)

Na restauração ativa é possível observar métodos como os plantios por mudas em diferentes modelos e composições de espécies. De forma geral, o plantio por mudas leva em consideração a escolha das espécies utilizando a classificação com base no conceito de sucessão florestal como pioneira ou não-pioneira e mais recentemente pela sua classificação como espécies de diversidade e recobrimento em um formato de “grupos de plantios” (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Dentre as técnicas de restauração ativa, o plantio adensado emprega mudas com densidade de indivíduos por hectare maior que os plantios convencionais (MIYAWAKI & GOLLEY, 1993; PIÑA-RODRIGUES; REIS; MARQUES, 1997; SCHIRONE; SALIS; VESSELA, 2011; KLIPPEL et al., 2015). Seu princípio não está apenas no uso de alta densidade de plantas, as quais são capazes de recobrir rapidamente o solo promovendo o sombreamento. Envolve também formas mais complexas de seleção das espécies como preconizadas por Miyawaki (1992) e Piña-Rodrigues; Reis; Marques (1997). Além do adensamento de plantas, a seleção das espécies visa propiciar o estabelecimento de processos ecológicos que gerem a estruturação da área, bem como promover a diversidade de espécies com diferentes funções ecológicas, como aporte de biomassa, atração da fauna polinizadora e dispersora, beleza cênica, interações biológicas entre outras, visando restabelecer e acelerar a trajetória da restauração (MIYAWAKI, 1992; MIYAWAKI; GOLLEY, 1993; PIÑA-RODRIGUES; REIS; MARQUES, 1997; MIYAWAKI, 1999; MIYAWAKI, 2004).

O presente trabalho teve como objetivo geral analisar as respostas das espécies plantadas em sistema adensado em relação ao estabelecimento da competição intra e interespecífica visando contribuir para o processo de seleção de espécies para a restauração.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 BASES PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Na restauração ecológica o aspecto social tem papel importante para alavancar o início do processo principalmente para promover o estabelecimento de processos sucessionais (MARTIN, 2017). Assim pode-se dizer que a restauração ecológica passa por duas etapas básicas: (a) Ação dos atores no processo de restauração florestal; (b) Processo de Sucessão Ecológica.

2.1.1 Ação dos atores no processo de restauração florestal

Ecosistemas recuperados irão refletir benefícios às pessoas sob a forma de serviços ambientais e, dentro de uma visão antropocêntrica, o ser humano atua diretamente tanto na destruição das paisagens naturais quanto na sua restauração. Seu papel está desde estudar e entender os processos relacionados às interações, como também aplicar e promover ações de restauração, sejam elas, de cunho prática ou no âmbito político (MARTIN, 2017; TOLEDO; MATTOS, 2008).

No Brasil existem barreiras a serem superadas principalmente pela mudança das regulamentações ambientais, em especial pela alteração da Lei Florestal nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012) e pela escassa assistência técnica e recursos financeiros no meio rural, resultando em baixo envolvimento de agricultores (RODRIGUES; QUEDA; MARTINS, 2005; MIECOANSKI; PALAVECINI, 2020). Porém, percebe-se que desde dos anos 2000 com a inserção dos conceitos introduzidos pelo Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005), em que a questão dos serviços ecossistêmicos ganhou maior foco na restauração, houve crescente preocupação de inserir aspectos sociais nos processos de restauração no Brasil (ENGEL; PARROTA, 2003; OLIVEIRA; ENGEL, 2017). Com isto, passou-se a desatrelar as ações baseadas apenas no restabelecimento do processo sucessional e se incorporou a atuação humana no desenvolvimento da trajetória da restauração da floresta (HOLL; BRANCALION, 2020).

2.1.2 Processo de Sucessão Ecológica

Conceitualmente a sucessão em ecologia envolve as mudanças que ocorrem, atreladas às perturbações, no decorrer do tempo em um determinado habitat (SPURR; BARNES, 1980; RICKLEFS, 2010). O processo sucessional pode ter origens distintas. Se por um lado, o início deve-se à perturbação natural, como queda de indivíduo arbóreo promovendo o aparecimento de clareiras, por outro, pode ser devido à ação antrópica no habitat (CHAZDON, 2008). Esta perturbação pode atuar no formato e na capacidade de recuperação das perturbações da área gerando processos que levam à sucessão primária e/ou secundária.

A sucessão primária está ligada com o desenvolvimento do habitat em processo inicial, ou seja, o local em questão sofreu distúrbio a ponto de não existir mais resiliência, promovendo o estabelecimento de espécies que não estão relacionadas às que as antecederam no mesmo local (WALKER; MORAL, 2011). A sucessão secundária ocorre quando o grau de perturbação não eliminou os processos de resiliência e recuperação da área. Nesta situação, o habitat ainda mantém níveis de interações iniciais, permitindo que as espécies que estão no local promovam os processos de sucessão (MIRANDA, 2009). Tanto a sucessão florestal, primária quanto a secundária, podem ser denominadas de “autogênica” e “alogênica (SPURR; BARNES, 1980). A sucessão “alogênica” seria a sucessão ocasionada por ações externas ao habitat em questão, promovendo a mudança da vegetação, microclima do local, solo, entre outros fatores (LUGO, 2020). A sucessão “autogênica” está relacionada com mudanças dentro do próprio habitat, onde um grupo de espécies promove a mudança do ecossistema existente, promovendo sucessão (ATTIWILL, 1994; TSYGANOV, 2018). Ao longo do tempo, a estrutura da floresta resulta de micro processos de sucessão e, em comunidades de plantas, deve-se considerar o ambiente em que ocorre o processo (espaço) bem como o tempo das interações na área em que se promovem as substituições de indivíduos favorecendo o estabelecimento de outras espécies (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007).

Na área florestal, o conceito sucessional foi proposto na década de 1980, em plantios de restauração, com a ideia de que, a partir do entendimento das características das espécies presentes em determinada área, fosse possível efetivar ações de restauração (MARTINS, 2001). Para entender os processos que atuam diretamente na restauração é importante observar questões como a estabilidade, resiliência e confiabilidade; os filtros ambientais; interações de competição e facilitação.

2.1.2.1 Estabilidade, Resiliência e Confiabilidade

A estabilidade relaciona-se à resistência e resiliência do sistema, e principalmente à capacidade do sistema em meio a todas as suas perspectivas, em manter a trajetória de seu desenvolvimento (ENGEL; PARROTA, 2003; BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007; RICKLEFS, 2010). Desta forma em ecossistemas florestais, a resiliência está ligada à questão de temporalidade em relação à capacidade de retorno da estrutura e das funções prejudicadas devido ao dano, observado o período de tempo necessário para que os impactos presentes na área sejam superados e retornem ao equilíbrio (ENGEL; PARROTA, 2003; GALLETI et al., 2018).

A confiabilidade relaciona-se com a capacidade, após a implementação das ações de restauração da área, em assegurar a eficácia do sistema mantendo-o em equilíbrio ao longo do tempo (LÓPEZ-RIDAURA; MASERA; ASTIER, 2002), podendo ser utilizada, por exemplo, em estudos de restauração e de caráter agrícola, a fim de diagnósticos e monitoramentos das áreas (FERNANDES et al., 2017; CÂNDIDO et al., 2015). Desta forma pode ser utilizada como um dos indicadores no sentido de avaliar a funcionalidade das áreas em processo de restauração (ALTIVO; PIÑA-RODRIGUES, 2017). Isto permite que no monitoramento da restauração a confiabilidade possa ser verificada por indicadores como a porcentagem de cobertura de copa e do solo (seja por gramíneas, regenerantes e serapilheira) e a presença antrópica que refletem as respostas ao estabelecimento de processos ecológicos evidenciando a confiabilidade do método de restauração e manejo adotados (GALLETI et al., 2018). Contudo, independente das técnicas empregadas na restauração é importante observar que o sucesso da restauração depende da superação dos filtros ambientais presentes nas áreas.

2.1.2.2 Papel dos processos ecológicos: filtros ambientais, competição e facilitação

Filtros ambientais são barreiras a serem superadas para que possa ocorrer o desenvolvimento dos indivíduos (RODRIGUES, 2013). Primeiramente sob a perspectiva, dos fatores adicionais de estresse e geradores de degradação e, em segundo lugar, em função das falhas nas relações ecológicas essenciais para manutenção da integridade do meio, como a facilitação, polinização e dispersão (ENGEL; PARROTA, 2003). Como fatores de degradação, incluem-se a utilização agrossilvipastoril, o extrativismo, erosão do solo, a presença de espécies exóticas invasoras (ISERNHAGEN et al., 2009), a incidência de queimadas influenciando no estabelecimento das espécies (PAUSAS; VERDÚ, 2008) entre outros.

Dentre as relações para o estabelecimento da comunidade, a competição e os filtros de habitat atuam sobre o estabelecimento e a montagem das comunidades de espécies (CORNWELL; SCHWILK; ACKERLY, 2006). Na restauração, os filtros devem ser considerados nas etapas de planejamento das áreas, baseados a situação encontrada para que, no decorrer do tempo a tomada de decisão sobre o seu manejo seja realizada de forma efetiva direcionando assim a escolha da melhor técnica ou método de restauração.

A competição entre espécies diferentes ou entre indivíduos de mesma espécie pode ser definida como a interação entre eles ou em populações que promovem efeitos negativos entre si, em relação a um recurso (WEINER, 1993). A competição na fase inicial determinará a forma com que a comunidade será estabelecida, uma vez que o nicho da espécie, se sobreposto, pode provocar mortalidade de uma das espécies, seja por luz, espaço ou nutrientes (CRAINE; DYBZINSKI, 2013).

i. Competição por luz

A competição por luz está relacionada com a necessidade fotossintética da planta, que pode ser entendida como a tolerância ou intolerância da espécie à radiação solar, afetando diretamente o crescimento dos indivíduos (SPURR; BARNES, 1980). Espécies que apresentam rápido crescimento em altura apresentam maior demanda de luz (MACIEL et al., 2002; GOMES et al., 2010), entretanto nos estratos inferiores é notório que a intensidade luminosa diminua, influenciando diretamente as relações fotossintéticas dos indivíduos, com diminuição das taxas de crescimentos das espécies (CRAINE; DYBZINSKI, 2013). A competição por luz se estabelece quando o balanço da radiação entre as espécies se torna menor, fazendo com que espécies que necessitam de luz apresentem menor desenvolvimento (CASTRO, 1996).

ii. Competição por nutrientes e água

Também vista como a competição “debaixo do solo”, relaciona-se com a capacidade das plantas de obterem recursos por meio de seus sistemas radiculares e interações com microrganismos (HORTAL et al., 2017) e a competição se estabelece no desenvolvimento das raízes e sua posterior ocupação dos vazios no solo (ZANINE; SANTOS, 2004). Segundo Ricklefs (2010), a competição abaixo do solo é presente quando no ambiente existe baixa disponibilidade de água e nutrientes, no sentido que em locais degradados a competição ocorra

abaixo no solo em um primeiro momento, em casos de restauração da condução natural e posteriormente por luz.

Existe a tendência de se observar em campo apenas as relações negativas, como o resultado da competição, porém não se deve excluir outras interações como a “facilitação” em que uma determinada espécie promove o desenvolvimento de outra (LÖF et al., 2019). Facilitação é definida como a interação positiva entre dois indivíduos, fisiologicamente independentes, onde o resultado é uma ação positiva em pelo menos um deles (BROOKER et al., 2008), desta forma levando à coexistência entre espécies (CALLAWAY; WALKER, 1997). Entende-se que a facilitação ocorre no momento em que uma espécie promove a mudança da (micro) condição do ambiente promovendo a obtenção de recurso ou proteção de outra espécie (BROOKER et al., 2008; LONG et al., 2013), como a modificação da irradiação solar em áreas de regeneração natural a partir de indivíduos plantados (MELLO et al., 2015). De modo geral, a facilitação entre plantas ocorre em interações como mutualismo, comensalismo ou parasitismo (FRANCISCO et al., 2018), mais comumente em indivíduos arbóreos em relação a distância entre indivíduos e os recursos disponíveis (LONG et al., 2013).

2.1.2.3 Índices de competição em florestas

Interações entre os indivíduos, coespecíficos ou não, podem ser mensurados por meio de índices como os de competição, baseados no fato da interação afetar diretamente a taxa de crescimento e a mortalidade dos indivíduos das espécies presentes em florestas (MARTINS et al., 2011; SILVA et al. 2015). O uso de índices de competição permite empregar relações simples entre os indivíduos arbóreos no intuito de observar o comportamento e desenvolvimento dos mesmos (VANCLAY, 2006). Historicamente, seu uso teve início a partir de estudo com espécies comerciais como *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp. (NEWNHAM; SMITH, 1964; BELLA, 1971).

De forma ampla, os índices de competição podem ser classificados com base nos seus efeitos no desenvolvimento das plantas e distância entre plantas, sendo eles: (a) Índices de Competição Independente de Distância (IID) - neste índice são empregadas as variáveis de crescimento da planta (Diâmetro Altura do Colo – DAC e Altura Total – H) amostrados para a todos os indivíduos dentro de uma parcela ou unidade amostral; (b) Índice Semi-dependente de Distância (ISD)- calculados para os indivíduos presentes em um raio determinado (variando entre 1 a 9 metros) a partir de uma “árvore-alvo”. Neste índice, a partir desta árvore se analisam todos os outros indivíduos que estão situados ao seu redor, obtendo-se dados de altura e DAC

e (c) Índice Dependente de Distância (IDD) – avalia o índice de competição adicionando-se na estimativa a relação da posição espacial do indivíduo (MÄKINEN, 1997; STAGE; LEDERMANN, 2008; CONTRERAS; AFFLECK; CHUG, 2011; CASTRO et al., 2014). De forma geral, os principais índices de competição (IC) são calculados utilizando-se as mesmas variáveis, porem variando com relação à utilização da distância, sendo: não utilizada (IID), utilização parcial (ISD) ou utilização de forma direta da distância (IDD) (Tabela 1).

Tabela 1 – Fórmulas dos Índices de Competição (IC) empregados para avaliação da competição intra e interespecífica entre plantas e espécies e suas fontes de autoria.

Índice	Fórmula	Autores/Fonte
IC _{dap}	$IC_{dap} = \frac{(dac_i)^2}{\bar{d}^2}$	GLOVER e HOOL (1979)
IC _h	$IC_{ht} = \frac{H_i}{\bar{H}}$	GLOVER e HOOL (1979)
IC _{dap+h}	$IC_{dap+ht} = \frac{(dac_i)^2 \times H_i}{\bar{d}^2 \times H_n}$	STAGE (1973)
IC _{AS}	$IC_{AS} = \frac{AS_i^2}{AS_q^2}$	STAGE (1973)

IC – índices de competição; dac_i – diâmetro altura do colo do indivíduo; \bar{d} – diâmetro médio dos vizinhos; H_i – Altura do indivíduo; \bar{H} – Altura média dos vizinhos; AS_i – Área basal do indivíduo; AS_q – Área basal média dos vizinhos.

A mensuração da competição permite o entendimento das relações presentes na área, tanto em plantios florestais como em florestas nativas (SILVA et al., 2015). A principal característica do índice está na relação do valor mensurado de cada indivíduo arbóreo com seus vizinhos e sua interpretação denota a intensidade desta relação como a competição na área para a espécie, sendo que, quanto maior for o valor encontrado, menor será a influência da competição sobre o indivíduo (CHASSOT et al., 2011; CASTRO et al., 2014). O uso destes índices tem aumentado em florestas nativas e existem iniciativas que buscam relacioná-los ao comportamento ecológico das espécies em relação às classes de sucessão (LUSTROSA JUNIOR et al., 2019).

2.2 ARRANJOS DE PLANTIOS NA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Ao longo do tempo, as técnicas de restauração passaram por inovações pautadas em acertos e erros, principalmente no que diz respeito ao formato e conteúdo proposto, seja pelo delineamento do plantio ou pela seleção das espécies (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). Em relação aos modelos propostos para o processo de restauração, observam-se, em um primeiro momento, os que se baseiam no conceito de nucleação, como: ilhas de florestas, poleiros para aves, transposição do solo ou serapilheira, entre outros (CORBIN; HOLL, 2012). Além destes modelos podem-se observar também aqueles que adotam os princípios da sucessão como os plantios em linhas de espécies pioneiras e não-pioneiras (LORENZO; CAMPAGNARO, 2018); plantio em linhas de diversidade e preenchimento (NAVE; RODRIGUES, 2006); sistemas agroflorestais; plantios em módulos e plantios adensados (PIÑA-RODRIGUES; REIS; MARQUES, 1997; SALOMÃO; BRIENZA JÚNIOR; ROSA, 2014; LORENZO; CAMPAGNARO, 2018).

a) Nucleação

A utilização da nucleação funcionaria como um “gatilho ecológico” (“*ecological trigger*”), o qual permite que interações ecológicas sejam promovidas na área implantada a partir de núcleos que correspondem a cerca de 5% da área total (REIS et al., 2014). Espera-se que núcleos maiores promovam, de forma mais concisa o aparecimento de espécies, por serem colonizados mais rapidamente por dispersores (CORBIN; HOOL, 2012).

O processo de nucleação pode ser desenvolvido por diferentes métodos como o de transposição de galhada, de serapilheira ou do banco de sementes, que envolve não o recobrimento total da área, mas sim a formação de núcleos (MARTINS; MIRANDA NETO; RIBEIRO, 2012). Estas estratégias são de fundamental importância, por diminuir fatores de degradação como escoamento superficial do solo (PRUSKY, 2009; BERTONI; LOMBARDI NETO, 1985). Dentre os processos ecológicos promovidos por este formato de restauração, está o fluxo de aporte via banco de sementes no solo, uma vez que, a proporção de sementes encontradas no solo depende diretamente das espécies estabelecidas na área. Em locais em degradação, onde a cobertura florestal foi removida, há a perda de diversidade do banco de sementes, que influencia diretamente o potencial de regeneração natural da área, principalmente se for levado em consideração a classe sucessional em que a espécie retirada se enquadrava (MARTINS; MIRANDA NETO; RIBEIRO, 2012). Vinculado a isso, o sucesso da restauração

por nucleação depende de fatores da área, uma vez que locais que apresentam baixo potencial de resiliência demandam grandes investimentos de operações da restauração, gerando mais dispêndios. Coutinho et al. (2019), observaram que pequenos núcleos de espécies que apresentam valores mínimos de resiliência podem promover focos passivos de regeneração natural.

b) Plantios em linhas de pioneiras e não-pioneiras

Quando se relaciona o processo de restauração com a operacionalização do mesmo, o plantio em linhas se destaca pela facilitação das operações na área (ALMEIDA, 2016a). Esse embasamento de plantio de espécies pioneiras e não-pioneiras em linhas está na relação em que espécies pioneiras (P), por apresentarem maior crescimento em relação as não-pioneiras (NP). Neste contexto, as pioneiras promoveriam a formação de dossel gerando um ambiente com sombra, eliminando filtros ambientais como gramíneas invasoras (GERBER et al., 2017)

Os plantios são realizados em espaçamento padrão (2 x 3 m; 3 x 3 m), com as espécies misturadas, porém seguindo a ordem entre as linhas (Pioneiras e Não-pioneiras) (KLIPPEL et al., 2015). Conceitualmente, no início do uso de plantios deste formato preconizava-se a utilização de maior número de espécies pioneiras na implantação, para rápido recobrimento da área, porém sabe-se que seguir esta relação provoca o retorno ao estágio anterior causando um processo de “*looping*” (GALETTI et al., 2018). Nesta condição, a mortalidade precoce das pioneiras causava clareiras, gerando o reestabelecimento das invasoras e o retorno ao ambiente degradado. O uso excessivo de espécies pioneiras provocava esse retorno por volta de dez anos, quando os indivíduos desta classe começavam seus processos de senescência (MARTINS, 2001). Além disto, a alta densidade de espécies pioneiras não necessariamente permitia o retorno dos processos ecológicos, como a chuva de sementes de espécies mais tardias (VOLPATO SCCOTI et al., 2011), fazendo com que a área não atingisse a resiliência e resistência necessárias. Essa percepção é demonstrada em alguns estudos como de Soares et al. (2016), utilizando indicadores ecológicos, com os quais constataram que áreas restauradas em zonas ripárias com mais de 12 anos de implantação apresentavam baixa diversidade de espécies, alta porcentagem de invasoras, demonstrando que o processo de recondução dos serviços ecossistêmicos não se estabeleceram.

Outro aspecto importante é o formato da implantação podendo ocorrer variações com linhas de pioneiras intercaladas com linha de pioneiras e não-pioneiras na mesma linha. Porém, sempre no intuito de manter uma relação entre as categorias do plantio, e proporção entre elas,

como, por exemplo, no uso de 50% de espécies P e 50% de espécies NP (SOARES et al., 2016). Esta proporção dos grupos ecológicos, ao longo do tempo, promove uma evolução, em etapas, da fisionomia florestal, pelas relações de dossel e processos ecológicos (PIÑA-RODRIGUES; REIS; MARQUES, 1997), aspectos estes relevantes para o desenvolvimento da área. Moraes et al. (2006) ressaltam que plantios bem estruturados em relação a seu planejamento promovem o estabelecimento da área e formação da fisionomia florestal, demonstrando que, até quatro anos, fase de estabelecimento da área, o desenvolvimento ocorre de forma satisfatória.

c) Plantio em linhas de diversidade e preenchimento

Uma alternativa ao plantio de mudas segundo o critério da classificação de seu grupo sucessional é o planejamento da implantação segundo “grupos de plantio”. Este formato teve início a partir de estudos de restauração nos anos 2000, onde foram categorizados entre espécies de “grupos funcionais” e “grupos de plantio” sendo posteriormente utilizado “Grupo de Preenchimento” e “Grupo de Diversidade” (NAVE; RODRIGUES, 2006). Atualmente a nomenclatura adotada substituiu “Grupos de Recobrimento” por “Grupos de Preenchimento” (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Segundo Gandolfi; Andrezza; Rodrigues (2009):

“Grupos de Plantio” foram definidos como grupos de espécies que juntos devem produzir, em curto prazo (3 anos), o recobrimento total da um área degradada formando aí uma fisionomia florestal semelhante à uma capoeira, que contenha também pelo menos de 80-120 espécies arbusto-arbóreas, suficientes para permitir o desenvolvimento local de uma sucessão secundária, e a futura formação de uma floresta que se autoperpetue localmente.”

Segundo a proposta, espécies de preenchimento são assim classificadas pelo fato de recobrirem em curto período tempo determinada áreas, em função de seu rápido crescimento e arranjo de copa, favorecendo espécies do grupo de diversidade. Por sua vez, as espécies de diversidade são aquelas que irão incorporar diversidade ao local a partir de um rol de espécies no intuito de aumentar a riqueza para o desenvolvimento da floresta no futuro (NAVE; RODRIGUES, 2006). Espécies pertencentes ao grupo de preenchimento não são necessariamente de classes de sucessão iniciais (pioneiras), da mesma forma que espécies de diversidade não são necessariamente apenas espécies da fase final da sucessão. A classificação

baseia-se mais na relação das características das espécies em promover e manter os processos de restauração (BERTOLLO et al., 2009). Uma ressalva apontada neste tipo de implantação é a necessidade de que as espécies de diversidade, de maneira geral, devam ser implantadas em época posterior às de preenchimento, principalmente pelo fato da área apresentar melhores condições edafoclimáticas para as mesmas de 18-28 meses pós-plantio de preenchimento (MARCUIZZO; ARAÚJO; GASPARIN, 2015; BRANCALION et al., 2012).

d) Plantios Adensados

Em relação ao plantio adensado é um método que teve seu início a partir do entendimento dos processos que podem promover o retorno ao estado original da florestal. A utilização de plantios adensados tem sua aplicação recomendada para locais onde a densidade de gramíneas é elevada (RESENDE; LELES, 2017) ou mesmo quando estas representam alto risco como estopim de incêndios florestais e quando são poucos os recursos para a manutenção (PIÑA-RODRIGUES; REIS; MARQUES, 1997). A presença de invasoras tem sido apontada como um dos principais entraves para o desenvolvimento das áreas restauradas (TOLEDO; MATTOS, 2008).

Porém, o uso deste tipo de método não se limita apenas a superar o filtro da sucessão inicial provocado pelas gramíneas invasoras presentes na área. Como as demais técnicas de restauração, visa utilizar as espécies florestais, bem como suas características, sejam ecológicas funcionais ou estruturais, para a o sucesso do processo de implantação de uma fisionomia florestal com função ecológica. Nesse intuito o plantio adensado tem como característica o uso de número maior de indivíduos do que os métodos convencionais, normalmente na escala de 1000 a 2500 indivíduos.ha⁻¹, espaçamento 3 x 2 m (TRENTIN et al., 2018), para um número de 1 a 3 indivíduos.m⁻², equivalentes à 10.000 a 30.000 indivíduos.ha⁻¹ (PIÑA-RODRIGUES; REIS; MARQUES, 1997). Nesta condição, a densidade de indivíduos é de 10 a 30 vezes maior que em plantios convencionais.

Ressalta-se que o adensamento de espécies resulta em um primeiro momento em rápido recobrimento do solo e competição precoce entre os indivíduos arbóreos (LELES et al., 2011), em um segundo momento após o estabelecimento da fisionomia florestal, o método também resulta no acúmulo de serapilheira no solo (MACHADO; PIÑA-RODRIGUES; PEREIRA, 2008).

2.3 MODELO DENSO DIVERSO E FUNCIONAL (DDF): UMA PERSPECTIVA ADENSADA

2.3.1 Projeto Morizukuri: Criar Floresta

Morizukuri é uma palavra em japonês que significa “criar floresta”. Esse método origina-se das experiências realizadas no Japão em restauração pela orientação do Drº Akira Miyawaki (TOYOTA DO BRASIL, 2011). Também denominado “Método Miyawaki”, conceitualmente tem como base o fato que a “floresta nativa” é formada por “árvores nativas” no contexto da ecologia de vegetação (MIYAWAKI; GOLLEY, 1993; MIYAWAKI, 1999).

Na teoria, o método tem como pressuposto criar multicamadas na fisionomia florestal e possibilitar o aparecimento de uma “biocenose”, ou seja, a capacidade de uma comunidade desenvolver todas, ou parte, das relações ecológicas naturais (MIYAWAKI, 1999; MIYAWAKI; GOLLEY, 1993). O método prevê em seu início três ações fundamentais: (a) levantamento dos remanescentes de espécies locais; (b) recuperação do solo; (c) uso de alta densidade de plantas e diversidade de funções das plantas nas comunidades.

b. Levantamento dos Remanescentes e de Espécies Locais

A importância deste levantamento, por parte da técnica, está em indicar o potencial da capacidade da terra, isto quer dizer que, deve ser realizado o “*levantamento do histórico*” da fitossociologia do local, anterior ao impacto ou perturbação (MIYAWAKI, 1992). A escolha baseia-se na reconstrução da vegetação natural da área em uma escala regional, na qual as espécies são escolhidas dentro da região, levando-se em consideração a mesma fisionomia/bioma local de ocorrência passada. A técnica deve ser seguida do levantamento total das espécies da região, para que, ao final do processo, possa ser realizada restauração em multicamadas (MIYAWAKI, 2004).

O resultado deste levantamento é um conjunto de diferentes locais, como unidades de conservação, florestas domésticas antigas (remanescentes em propriedades rurais), florestas em encostas (MIYAWAKI, 1999), que apresentem grau considerado de conservação, com diferentes espécies remanescentes. Ao final, seriam sintetizadas em espécies denominadas principais, que são selecionadas com base em um sistema comunitário hierárquico, isto é, os

indivíduos são agrupados em “ordens e classes” por combinações de suas características na comunidade com um enfoque maior em espécies mais tardias (MIYAWAKI, 2004).

c. Recuperação do Solo

Em relação à recuperação do solo, a área em que ocorrerá a revegetação recebe o preparo do solo a uma profundidade de 20-30 cm (MIYAWAKI, 1999), no intuito de promover melhores condições para todas as espécies, independentes do seu grupo ecológico. Spurr; Barnes (1980) ressaltam que dentro das propriedades do solo, a relação física de textura e estrutura seriam as que mais influenciam o desenvolvimento de espécies arbóreas. Assim, a quebra da compactação do solo permite que ocorra emergência de mudas e melhora as relações de infiltração do solo, diminuindo o escoamento superficial (ARAUJO; ALMEIDA; GUERRA, 2009). Outra importância da descompactação está na relação que, uma vez implantada a restauração na área, a arquitetura das raízes se desenvolve em melhores condições para, através de sua morfologia, potencializar os processos ambientais na área evitando erosão (ARAUJO et al., 2009). O método Miyawaki, tem sido empregado em diferentes locais ao redor do mundo com resultados promissores em relação à formação de fisionomias florestais, bem como na regulação das comunidades restauradas pelas relações ecológicas estabelecidas (MIYAWAKI, 1999; MIYAWAKI, 2004; SCHIRONE; SALIS; VESSELA, 2011).

d. Densidade e Diversidade de funções das plantas nas comunidades

Efetuada o levantamento da vegetação, as espécies são classificadas primeiramente em relação ao grupo ecológico, entre iniciais, intermediárias ou tardias e, posteriormente, são misturadas em um “mix” de espécies para o plantio (MIYAWAKI, 1999). O método Miyawaki preconiza que a diversidade de espécie deve estar contemplada no planejamento, englobando também funções das espécies, tais como função cênica, atração de polinizadores e dispersores, aporte de biomassa, interação com microrganismos, auxílio no aporte de nutrientes e de água no solo. Deste modo, é necessário que as áreas a serem implantadas possuam em seu planejamento grande número de espécies, variando entre 80 a 130 espécies (MIYAWAKI, 2004; PIÑA-RODRIGUES et al., 2015).

Após a definição das espécies, a densidade de plantas deve estar na relação entre 1 a 4 plantas.m⁻² (MIYAWAKI, 1999; PIÑA-RODRIGUES; REIS; MARQUES, 1997; GUO, 2018). Com essa relação é possível que, no tempo de até 24 meses, ocorra o recobrimento total do solo,

tornando o local livre de manutenção e promovendo a formação de “multicamadas”, ou seja, diferentes estratos entre plantas. Como resultado o método forma uma floresta “quase” natural (“*quasi-natural forests*”), na qual praticamente se observam todas as relações básicas de uma fisionomia florestal natural (MIYAWAKI, 1999). Assim, a premissa do método é que a partir deste planejamento ocorra o desenvolvimento de uma floresta em cerca de 20 anos (Figura 1).

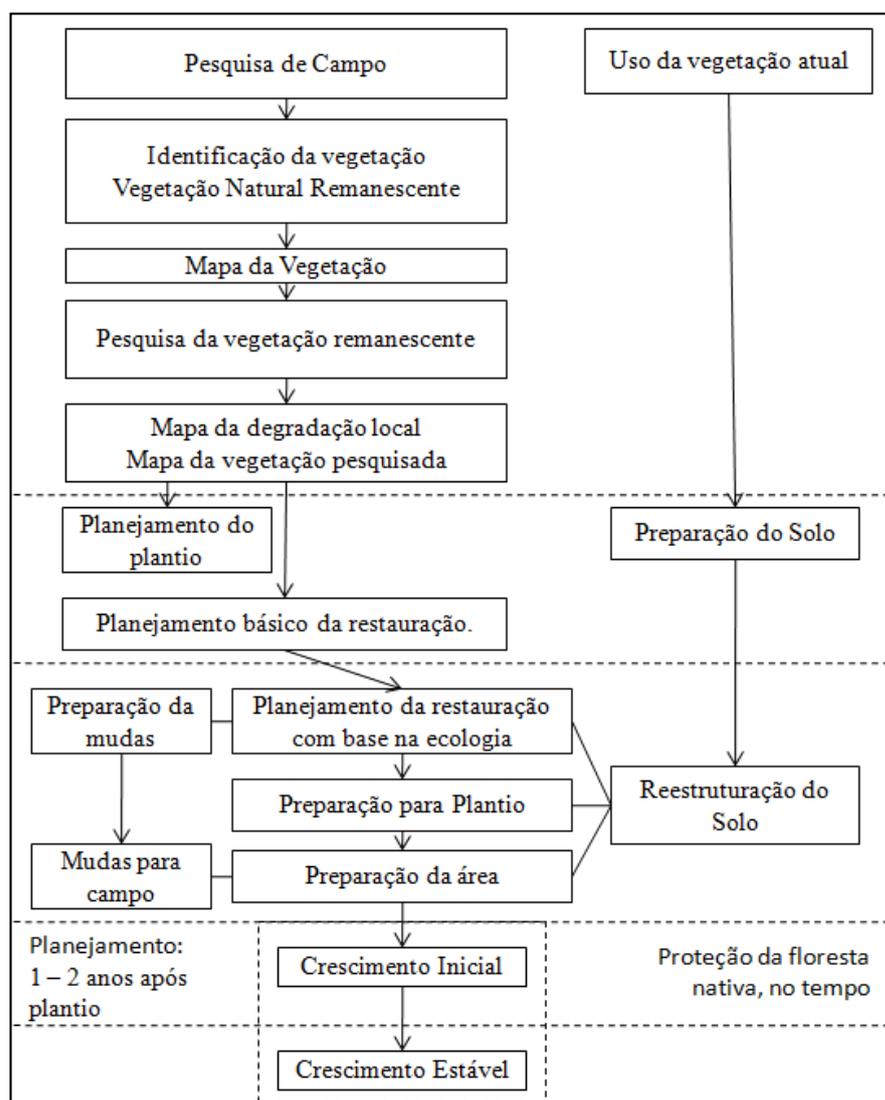


Figura 1 - Modelo conceitual do método Miyawaki. Adaptado (MIYAWAKI,2004).

Miyawaki (2004) demonstrou que, em diferentes partes do mundo, foi possível formar uma fisionomia florestal próxima a realidade natural, como no sudeste da Ásia, onde em 10 anos os indivíduos estavam com 10 a 12 metros de altura e com CO₂ fixado em grandes quantidades. No Brasil, o método foi adotado em plantios nos anos de 1990 e 1992, no estado do Pará, cidade de Belém, com o uso de 92 espécies potenciais e no Rio de Janeiro (ARAÚJO,

2002). Mais recentemente, pelo projeto Morizukuri, no estado de São Paulo (TOYOTA DO BRASIL, 2011), foi realizado o plantio de 80 mil mudas com diversidade de 134 espécies potenciais da região. Galetti et al., (2018), avaliando a funcionalidade ecológica na área do Morizukuri em relação à diferentes modelos em relação observou que, a partir de variáveis relacionadas a riqueza de espécies na comunidade, diversidade funcional e manejo e controle, o comportamento da área está próximo a fragmentos florestais da região e com características de estabilidade, resiliência e recuperação do solo superior e plantios de mesma idade e região empregando os modelos convencionais baseados em conceitos de sucessão, diversidade e recobrimento.

CAPÍTULO 2

COMPORTAMENTO DE ESPÉCIES EM PLANTIOS DENSO-DIVERSO-FUNCIONAL

RESUMO

Dentre as técnicas empregadas em restauração ecológica, está a utilização de modelos com alta densidade de indivíduos associada à alta diversidade de espécies e funções. O objetivo deste trabalho foi analisar como as espécies florestais respondem ao adensamento principalmente em relação ao seu crescimento, mortalidade e competição inter-intraespecífica e de que forma as classificações das espécies baseadas na trajetória da restauração são expressas em modelos adensados. Em área restaurada com 134 espécies na densidade de 1 a 3 plantas.m² foram empregados índices de competição semi-dependente de distância (ISDI) associados às variáveis de Altura (H), diâmetro (DAC), Bifurcação, Densidade, Mortalidade. Os dados foram submetidos à regressão linear múltipla, análises de componentes principais (PCA) e de redes para evidenciar os comportamentos das espécies. Aos oito anos após o início do processo sucessional na área 47% das espécies sobreviventes foram pioneiras e 51,4% não-pioneiras, distribuídas em 29 famílias e com densidade média de 0,9 planta.m⁻². Espécies com maior número de bifurcações apresentaram maior potencial competitivo influenciadas pelas relações DAC e Altura para ISDI 1 ($R^2 = 0,89$) e riqueza de espécies para ISDI 2 ($R^2 = 0,81$). Em locais de menor riqueza de espécies os indivíduos bifurcados apresentam maior competição por altura em relação aos seus vizinhos. Houve influência da densidade nas respostas das espécies para a classificação baseada na sucessão ecológica (pioneiras e não-pioneiras). Espécies pioneiras responderam de forma mais rápida à densidade com *Croton urucurana*, *Guazuma ulmifolia*, *Heliocarpus popayanensis* e *Mimosa bimucronata* as quais mostraram potencial competitivo afetando o crescimento de seus vizinhos. Propõe-se que estas espécies de alto valor competitivo identificado no plantio adensado devam ser plantados em baixa densidade evitando a sua dominância na área.

Palavras-chave: Restauração Florestal, Comportamento Sucessional, Índices de Competição

BEHAVIOR OF SPECIES IN DENSE PLANTINGS

ABSTRACT

Among the techniques employed in ecological restoration, there is models with a high density of individuals associated with the high diversity of species and functions. The objective was to analyze how forest species respond to a dense plantation mainly in relation to their growth, mortality, and inter-intraspecific competition and how species classifications based on the trajectory of restoration are expressed in dense models. In a restored area with 134 species in the density of 1 to 3 plants.m⁻², we applied semi-dependent distance competition indexes (ISDI) associated with the variables of height (H), diameter (DAC), bifurcation, density, and mortality. The data were submitted to multiple linear regression, principal component analysis (PCA) and networks to show the species' behavior. At eight years, 47% of the surviving species were pioneers and 51.4% were non-pioneers, distributed in 29 families and with an average density of 0.9 plants.m⁻². Species with a greater number of bifurcations showed higher competitive potential influenced by the DAC and Height ratios for ISDI 1 ($R^2 = 0.89$) and species richness for ISDI 2 ($R^2 = 0.81$). In places with lower species richness, bifurcated individuals have greater competition for height in relation to their neighbors. There was an influence of density on species responses to the classification based on ecological succession (pioneer and non-pioneer). Pioneer species responded more quickly to canopy density for species, such as *Croton urucurana*, *Guazuma ulmifolia*, *Heliocarpus popayanensis* and *Mimosa bimucronata* which showed competitive potential affecting the growth of their neighbors. It is proposed that these species of highly competitive value identified in dense planting should be planted in low density in restoration programs, avoiding their dominance in the area.

Keywords: Forest restoration, Sucessional Behavior, Competition indexes

3. INTRODUÇÃO

Após cinco décadas, as ações em restauração ecológica vêm sendo alvo de estudos relacionados às técnicas utilizadas, em áreas públicas ou privadas, para pesquisas científicas ou de ações particulares (ACOSTA et al., 2018; OLIVEIRA; ENGEL, 2017). Esse avanço reflete a necessidade de promover o estabelecimento de florestas nativas no mundo, devido à grande taxa de degradação ambiental (BASTIN et al., 2019) e pelas demandas no Brasil, de 21 milhões de hectares, oriundas de mecanismos legais (SOARES-FILHO et al., 2014) ou por acordos internacionais firmados que preveem demandas de 12 milhões de hectares restaurados até 2030 (BRASIL, 2015).

No início da década de 90 foram desenvolvidos estudos em comunidades de espécies florestais com alto adensamento, visando o rápido recobrimento da área, e agregando na sua composição espécies com diferentes funções e alta diversidade, no intuito de promover, de forma precoce, os processos ecológicos (MIYAWAKI, 1999; MIYAWAKI & ABE, 2004; LELES et al., 2011; GUO, 2018). Seu emprego foi adotado em áreas com competição de espécies invasoras, dificuldade de manutenção e alto risco de incêndios (PIÑA-RODRIGUES; REIS; MARQUES, 1997; ARAUJO, 2002). Esta prática acelera o recobrimento do solo, uma vez que o plantio é executado de forma a apresentar densidade de plantas de 1 planta.m⁻², ou 10.000 plantas. hectare⁻¹ (MARTINS, 2001).

Entre os modelos que adotam alta densidade de plantas e diversidade de espécies e de suas funções está o descrito por Miyawaki (1999). Nele o autor busca a rápida formação de florestas multicamadas, estabelecidas a partir do uso simultâneo de espécies sucessionais intermediárias e tardias nas plantações (SCHIRONE; SALIS; VESSELA, 2011). Além do grupo sucessional da espécie, são observadas a sua função, tanto na atração de agentes polinizadores, dispersores, como sua capacidade de aportar biomassa e interação com microrganismos do solo (PIÑA-RODRIGUES; REIS; MARQUES, 1997; MIYAWAKI, 1999). Para tanto são empregadas espécies nativas da região a ser restaurada e o manejo adequado do solo, para facilitar o estabelecimento das plantas jovens, reduzindo o tempo do processo natural de evolução do solo e da própria sucessão (MIYAWAKI; ABE, 2004).

O método Miyawaki, como é conhecido, tem sido aplicado em várias regiões do mundo (MIYAWAKI, 1993; MIYAWAKI, 1998; MIYAWAKI, 2004; REN; YANG; LIU, 2008; SCHIRONE; SALIS; VESSELA, 2011; MERCURIO, 2018). No Brasil tem sido testado na Floresta Atlântica (PIÑA-RODRIGUES; REIS; MARQUES, 1997; ARAUJO, 2002; LELES et al., 2011) e na Amazônia (ISOGAI, 1996; MIYAWAKI, 1999; MIYAWAKI;

ABE, 2004). Em São Paulo foi adaptado e passou a ser denominado de DDF- denso-diverso-funcional, mantendo os princípios básicos de densidade, diversidade de espécies e de funções e seleção de espécies nativas locais, mas adotando outras práticas de manejo do solo (GALETTI et al. 2018). Ainda em relação à seleção de espécies, no DDF busca-se implantar na área indivíduos arbóreos que apresentem características distintas em relação às variáveis de desenvolvimento, como crescimento em altura, crescimento em diâmetro, tolerância à luz e ciclo de vida (MACIEL et al., 2002; ALMEIDA, 2016b).

Características relacionadas ao crescimento e à tolerância das plantas ao sombreamento têm sido empregadas desde Budowski (1965) para sintetizar a classificação das espécies em grupos sucessionais, tais como as pioneiras, espécies de começo de sucessão, exigentes em luz, com rápido crescimento, e as não-pioneiras, espécies mais tolerantes ao sombreamento e crescimento mais lento, que são consideradas tardias no processo de sucessão (WHITMORE, 1978). Posteriormente, outros critérios de classificação foram adotados, baseados na função da espécie, como de preenchimento, que envolve espécies utilizadas para promover a rápida cobertura de uma área, e de diversidade, com abordagem em espécies e funções (TRENTIN et al., 2018). Outras classificações se baseiam na trajetória do processo de restauração, caracterizando as classes de espécies em estruturantes, facilitadoras e sensíveis à competição (PIOTROWSKI, 2016).

Para que os modelos de restauração tenham sustentabilidade ao longo do tempo, deve-se observar, principalmente, a fase inicial do sistema (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). A avaliação de processos nessa fase requer analisar a relação entre os indivíduos arbóreos presentes, em especial no que se refere à competição por recursos, essencial para entender o processo de alteração da comunidade ao longo do tempo (RICKLEFS, 2010). A competição inicia-se em uma restauração desde a relação entre os indivíduos arbóreos e herbáceas exóticas (FRAGOSO et al., 2017) e, posteriormente, após o desenvolvimento da área, na competição por luz, nutrientes e espaço (MACIEL et al., 2002; GOMES et al., 2010; HORTAL et al., 2017). Uma forma de mensurar a competição é a utilização de índices de competição baseados no comportamento de crescimento dos indivíduos arbóreos (PEDERSEN; TERJE GOBAKKEN; BOLLANDSAS, 2013). Os índices de competição evidenciam diferenças de comportamento das espécies (CASTRO, 2014), tanto em povoamentos homogêneos como em florestas naturais (TOMÉ; BURKHART, 1989; MARTINS et al., 2011; STAGE; LEDERMANN, 2008; SANTOS et al., 2018; CONTRERAS et al., 2011). No entanto, no âmbito da restauração esses estudos são ainda escassos.

A partir do apresentado, o presente trabalho tem como premissa que a utilização do modelo de restauração com alta densidade de indivíduos e diversidade de espécies e de funções acelera a trajetória da restauração e, com isso, possibilita a ocorrência precoce de processos de competição. Com base nesta premissa, pretende-se identificar e diferenciar os comportamentos das espécies empregadas na restauração. Para tanto, o estudo buscou responder às seguintes questões: (a) Como as espécies responderam ao plantio adensado em relação ao seu crescimento, mortalidade e competição com as demais espécies? (b) Como os sistemas de classificação baseados na sucessão e na trajetória da restauração se relacionaram com o comportamento das espécies em plantio adensado no modelo empregado? (c) Como a densidade e riqueza influenciaram o comportamento das espécies?

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de Estudos

O levantamento de dados ocorreu no município de Sorocaba – SP, localizado a 23°21' e 23°35' de Latitude Sul e 47°17' e 47°36' de Longitude Oeste, com classificação climática, segundo Koppen, os climas *Cwa* e *Cfa*; apresenta temperaturas médias anuais inferiores a 21°C e uma precipitação média anual por volta de 1300 mm; apresentando classes de tipos de solos como Argissolos e Latossolos predominantemente (PREFEITURA MUNICIPAL DE SOROCABA, 2011).

A área de estudo localiza-se a 23° 22' 2,19" S e 47° 28' 8,47" O, ocupando 2,7 ha de restauração (Figura 1). Originalmente a área era formada por Floresta Estacional Semidecidual (KRONKA et al., 2005), posteriormente a área foi ocupada por culturas e espécies exóticas como *Urochloa decumbens* Stapf e *Eucalyptus* sp. Em outubro de 2011 foi realizado o plantio de restauração no modelo Miyawaki (1999) com modelo denso com três plantas por metro quadrado (3 ind.m⁻²) com alta diversidade de espécies florestais (142 espécies), sendo 47% pioneiras e 53% não-pioneiras. A comunidade foi considerada como floresta equiânea estando com oito anos de idade na avaliação.

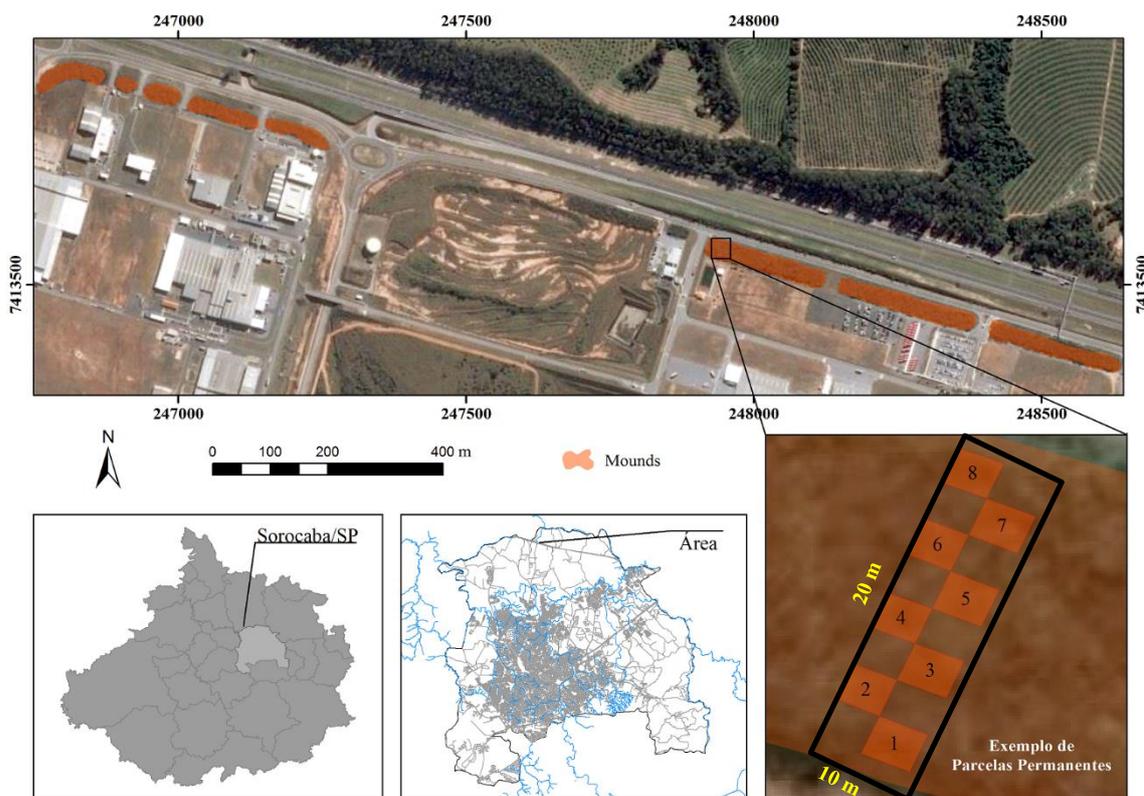


Figura 2 – Localização da área de estudo em relação ao município de Sorocaba, São Paulo e das parcelas e oito subparcelas de monitoramento da restauração dentro de cada bloco (cor marrom, foto central) aos oito anos de idade. Plantio em outubro de 2011.

Após a implantação da área foram delimitados cinco blocos (*mounds*) com 20 m de largura, em média, e comprimento variando de 100 a 300m (Figura 1). Por *mound* foram instaladas cinco parcelas equidistantes de 20 x 10 m, com oito subparcelas de 5 x 2,5 m. Dentro de cada subparcela, os indivíduos arbóreos foram catalogados, identificados, plaqueteados e, do ano da implantação (2011) até o quinto ano (2016), foram realizadas amostragens em intervalos semestrais e anuais totalizando 10 avaliações. Foram efetuados levantamentos sistemáticos dos indivíduos em relação às suas variáveis de crescimento (DAC, Altura) bem como monitorada a mortalidade de plantas.

4.2. Critério da seleção das espécies

As espécies estudadas foram selecionadas com base em estudo realizado por Piotrowski (2016), no qual foram estabelecidas classes de aptidão das espécies para o emprego em restauração. Do total de 142 espécies plantadas, foram classificadas 51 espécies,

considerando os seguintes critérios: (a) espécies que permaneceram no plantio no período do estudo de 0 a 5 anos pós-plantio; (b) espécies que ocorreram em pelo menos duas parcelas diferentes; (c) espécies que apresentaram pelo menos três indivíduos na área de estudo (Tabela 2).

Tabela 2 – Lista de espécies selecionadas e respectivos códigos adotados no estudo de restauração no modelo Miyawaki, em Sorocaba-SP. Plantio outubro de 2011.

Código	Espécies	Família
AliEdu	<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A. Rich. ex DC.	RUBIACEAE
AnaCol	<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Vell.) Brenan	FABACEAE
AnnCor	<i>Annona coriacea</i> Mart.	ANNONACEAE
BauFor	<i>Bauhinia forficata</i> Link	FABACEAE
CamXan	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> var. <i>littoralis</i> Mart. ex O.Berg	MYRTACEAE
CedFis	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	MELIACEAE
CeiSpe	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	MALVACEAE
CenTom	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guill. ex Benth.	FABACEAE
CithMyr	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	VERBENACEAE
CorSell	<i>Cordia</i> aff. <i>sellowiana</i> Cham.	BORAGINACEAE
CorSup	<i>Cordia</i> cf. <i>superba</i> Cham.	BORAGINACEAE
CroFlo	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	EUPHORBIACEAE
CroUru	<i>Croton urucurana</i> Baill.	EUPHORBIACEAE
DodVis	<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq	SAPINDACEAE
EntCon	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong Determin	FABACEAE
EseLei	<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	RUTACEAE
EugLei	<i>Eugenia leitonii</i> Legr.	MYRTACEAE
EugUni	<i>Eugenia uniflora</i> L.	MYRTACEAE
GallInt	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	PHYTOLACCACEAE
GuaUlm	<i>Guazuma ulmifolia</i> var. <i>tomentella</i> K. Schum.	MALVACEAE
HandAve	<i>Handroanthus avellanadae</i> (Lorentz ex Griseb.) Mattos	BIGNONIACEAE
HandHep	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	BIGNONIACEAE
HelPop	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth.	MALVACEAE
HymCou	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	FABACEAE
IngVer	<i>Inga vera</i> subsp. <i>affinis</i> Willd.	FABACEAE
LafPac	<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	LYTHRACEAE
LafGly	<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	LYTHRACEAE
LueDiv	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	MALVACEAE
MimBim	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	FABACEAE
MyrUnd	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	ANACARDIACEAE
MyrPer	<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	FABACEAE

Código	Espécies	Família
NecMeg	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	LAURACEAE
PatAme	<i>Patagonula americana</i> L.	BORAGINACEAE
PelDub	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	FABACEAE
PosAcu	<i>Posoqueria acutifolia</i> Mart.	RUBIACEAE
PsiCat	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	MYRTACEAE
PsiGua	<i>Psidium guajava</i> L.	MYRTACEAE
PsyCart	<i>Psychotria carthaginensis</i> Jacq.	RUBIACEAE
RupLax	<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	POLYGONACEAE
SchMol	<i>Schinus molle</i> var. <i>rusbyi</i> F.A.Barkley	ANACARDIACEAE
SchTer	<i>Schinus terebinthifolius</i> var. <i>acutifolius</i> Engl.	ANACARDIACEAE
SchPar	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vellozo) Blake.	FABACEAE
SolPse	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	SOLANACEAE
SyaRom	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	ARECACEAE
TabRos	<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	BIGNONIACEAE
TabHys	<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	APOCYNACEAE
TapGui	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	ANACARDIACEAE
TerBras	<i>Terminalia brasiliensis</i> Cambess.	COMBRETACEAE
TerTri	<i>Terminalia triflora</i> (Griseb.) Lillo	COMBRETACEAE
TriAme	<i>Triplaris americana</i> L.	POLYGONACEAE
VitPol	<i>Vitex polygama</i> Cham.	LAMIACEAE

4.3. Coleta de dados

A amostragem foi realizada em 2019, aos oito anos pós-plantio, com base na metodologia de Castro (2014), para estudos de competição semi-dependentes de distância, em nível de árvore individual onde são lançadas áreas circulares de raio entre 1,0 a 6,0 metros no entorno dos indivíduos arbóreos. Para tanto, tendo como base as subparcelas nos *mounds*, foram traçadas áreas de raio 1,5 m ao redor das árvores medindo-se as variáveis de altura empregando-se mira telescópica de 5 m, diâmetro a altura do colo (DAC) e número de bifurcações (Figura 3).

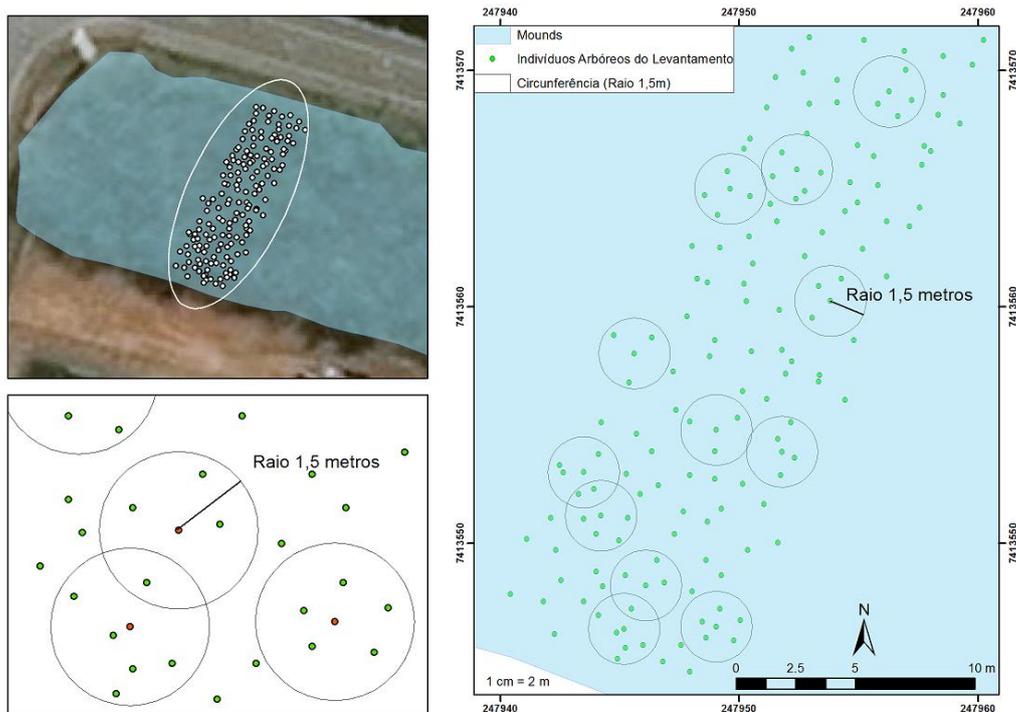


Figura 3 – Ilustração da forma de instalação dos pontos de medição nas subparcelas de estudos de 2,5 x 5,0 m, representando os indivíduos dentro das áreas de raio 1,5m.

4.4. Classificação das espécies

As espécies selecionadas foram classificadas com base no grupo sucessional, no grupo de plantio e na trajetória da restauração. Em relação ao grupo sucessional, as espécies foram denominadas de pioneiras (P) e não-pioneiras (NP) de acordo com a listagem de espécies indicadas para restauração ecológica no estado de São Paulo (BARBOSA et al., 2017).

Em relação aos grupos de plantio, as espécies foram categorizadas com base na listagem de espécies indicadas para restauração ecológica no estado de São Paulo (BARBOSA et al., 2017), adotando-se classificação como espécies de preenchimento e de diversidade, como descrito por Brancalion; Gandolfi; Rodrigues (2015). Como espécies de preenchimento foram incluídas aquelas com a função de estruturar a floresta no menor tempo possível, por promoverem sombreamento, de preferência atrativas à fauna, e enriquecimento da área. As espécies de diversidade incluíram as promotoras da temporalidade da área, com potencial para proporcionar a maior probabilidade de permanência da estrutura florestal iniciada pelas de preenchimento.

Por fim, a classificação baseou-se nas classes de aptidão indicadas por Piotrowski (2016). Neste sistema de classificação foi considerada a trajetória da espécie na área de restauração do método Miyawaki a partir da análise de sua sobrevivência e crescimento no período de estabelecimento da fisionomia florestal e início de processo de competição inter e intraespecífica dos 30 meses aos 5 anos pós-plantio. Para tanto foram classificadas como “sensíveis à competição” as espécies que, ainda no período de estabelecimento (até o 45 mês) apresentaram sobrevivência inferior à 25%. Estas foram consideradas como sensíveis às condições locais de competição, com menor capacidade de obtenção de recursos em relação às outras espécies (RICKLEFS, 2010), tanto de luz quanto de estabelecimento de raízes (ZANINE; SANTOS, 2004). As espécies classificadas como “facilitadoras” foram aquelas que apresentaram sobrevivência superior à 50% no período de 45 meses e começando a sair do sistema (PIOTROWSKI, 2016). De acordo com a definição geral de facilitadoras, estas espécies foram consideradas como aquelas capazes de promover interações positivas com outras espécies (BROOKER et al., 2008; RICKLEFS, 2010; LÖF et al., 2019). Além destas, as espécies “estruturantes” foram aquelas que apresentaram mais de 50% de sobrevivência no período de estabelecimento da competição (até o 45 mês) e que permaneceram no sistema até os 5 anos (PIOTROWSKI, 2016). Estas seriam aquelas capazes de criar estrutura do dossel na formação de multicamadas (MIYAWAKI, 1999) e de promover a dinâmica para as espécies finais do processo de sucessão (RUCHEL, 2009).

4.5. Cálculo dos índices de competição

4.5.1. Índices de Competição

Entre os índices de competição foram adotados os Índices Semi-dependentes de Distância – ISD (Tabela 3), tendo como base estudos realizados em florestas nativas em formações de florestas semidecíduais (CASTRO et al., 2014; LUSTOSA et al., 2019).

Tabela 3 - Índices de competição Semi-dependentes de distância empregados para a análise da competição entre plantas vizinhas às espécies-alvo, adaptados de GLOVER e HOOL (1979).

Índice	Fórmula	Interpretação
ISDI 1	$ISDI1 = \frac{(dac_i)^2}{\bar{d}^2}$	Quanto menor for o valor do índice, maior a influência
ISDI 2	$ISDI2 = \frac{H_i}{\bar{H}^2}$	dos indivíduos vizinhos sobre a espécie.

ISDI = Índice de Competição Semi-dependente de distância Individual; dac_i = diâmetro do colo da árvore-objeto; \bar{d} = média aritmética dos diâmetros dos colos da unidade amostral (cm); H_i = altura total da árvore-objeto (cm); \bar{H} = altura média da unidade amostral (cm).

Para os índices ISDI 1 e ISDI 2 buscou-se avaliar o comportamento da competição entre todos os indivíduos no raio de 1,5 m, observando a relação individual das “árvores-alvo” ou “árvores-objeto” (indivíduo a ser mensurado o índice) em relação às “vizinhas” (demais árvores dentro do círculo). Para isto, realizaram-se os cálculos dos índices pelas relações das variáveis de crescimento (DAC e H) para cada árvore amostrada (Figura 3).

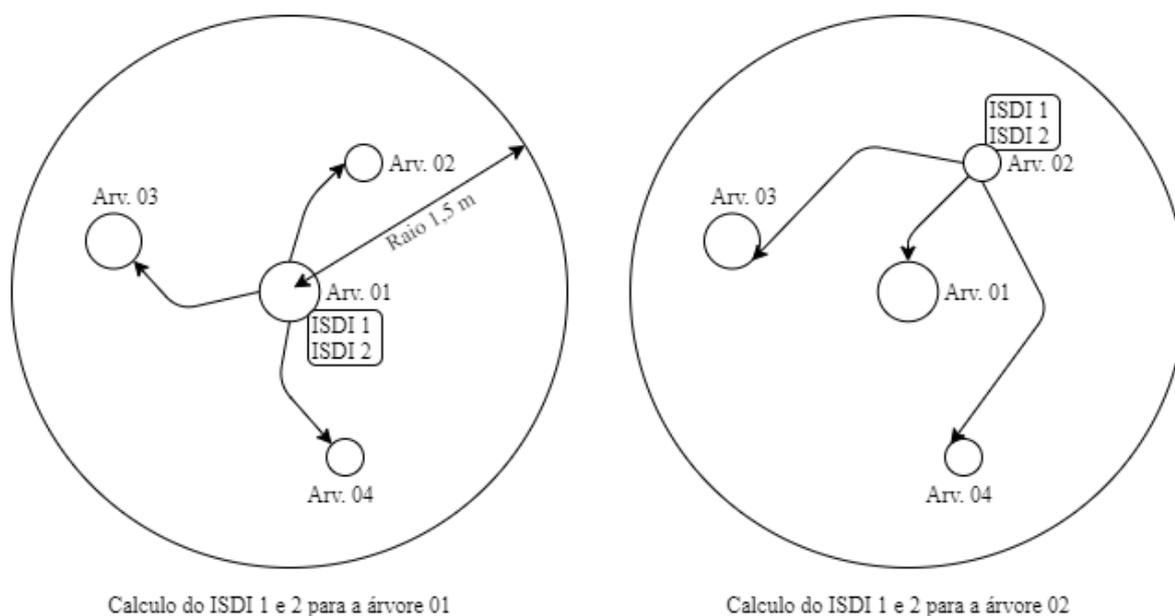


Figura 4: Ilustração da forma de coleta de dados de diâmetro à altura do colo (DAC) e altura (H) nos círculos de raios de 1,5 m empregados para o cálculo dos índices de competição ISD1 e ISD2, para as árvores-alvo (Arv. 1 e Arv.2) e as árvores vizinhas da Arv.1 (Arv 2, Arv 3 e Arv 4) e da Arv.2 (Arv.1, Arv.3 e Arv.4).

4.6. Mortalidade

A mortalidade teve como base a metodologia proposta por Piotrowski (2016), calculando-se o número de indivíduos que saíram do sistema aos oito anos em relação ao número total de indivíduos presentes na fase de monitoramento aos 30 dias pós-implantação da área.

4.7. Análise de Dados

Para caracterizar a comunidade foi calculada a riqueza de espécies (S), a densidade de indivíduos (número de indivíduos/ha), a média de DAC, altura (H) e número de bifurcações (Bif) das árvores e a taxa de mortalidade (Mor) em porcentagem, em cada unidade amostral. A seguir, foi realizada a análise exploratória dos dados empregando-se *boxplot* buscando-se avaliar o comportamento do conjunto de variáveis. Para caracterizar e identificar variáveis que apresentassem colinearidade foi realizada a análise de Fatores de Inflação da Variância-FIV (GUJARATI; POTER, 2011) e a correlação de Pearson entre as variáveis. As correlações foram classificadas em alta ($r > 0,80$), média ($0,50 \leq r \leq 0,80$) e baixa ($r < 0,50$).

Para analisar a relação entre os Índices de Competição e as variáveis coletadas foi utilizada a regressão linear múltipla utilizando ISDI 1 e ISDI 2 como variáveis dependentes, e DAC, Altura (H), Densidade, Bifurcação e Mortalidade (Mor) como variáveis independentes. Para a seleção de variáveis na regressão linear utilizou-se o método *Stepwise* (DRAPER; SMITH, 1981), pelo modelo AIC (Critério de Informação de Akaike) onde entende-se que o menor valor será o modelo de melhor ajuste (AKAIKE, 1974, BURNHAM; ANDERSON, 2002). O método foi aplicado a partir dos pacotes “STATS” e utilizou-se o conjunto de todas as variáveis explicativas, retirando-se a cada etapa as não significativas e encerrando a análise quando todas as variáveis da equação foram significativas (SICSÚ, 2010). A primeira variável independente inserida no modelo matemático foi a que apresentou o maior coeficiente de correlação com a variável dependente, seguida das demais. Após a inserção de cada variável, pelo procedimento *stepwise* examinou-se a significância das variáveis do modelo matemático por meio do valor de F com 5%.

A seguir, visando evidenciar as inter-relações entre as espécies e seus grupamentos com as variáveis de crescimento (DAC e H) e bifurcação, densidade e riqueza, foi realizada a Análise de Componentes Principais (PCA), (MANLY, 2008). Foram interpretados os

componentes que apresentaram maiores autovalores pelo modelo aleatório de *Broken-stick* (JACKSON 1993) e pelas contribuições das variáveis e observações (KASSAMBARA, 2017). As espécies que apresentaram maior correlação com o componente que concentrou maior percentual da variação dos dados foram empregadas na análise de rede, pelo pacote “BIPARTITE”. Para estas foram utilizados os valores dos índices de competição visando a analisar os efeitos de competição destas espécies entre si e em relação às suas vizinhas. As análises estatísticas foram realizadas pelo programa R (RSTUDIO TEAM, 2020) (Figura 5).

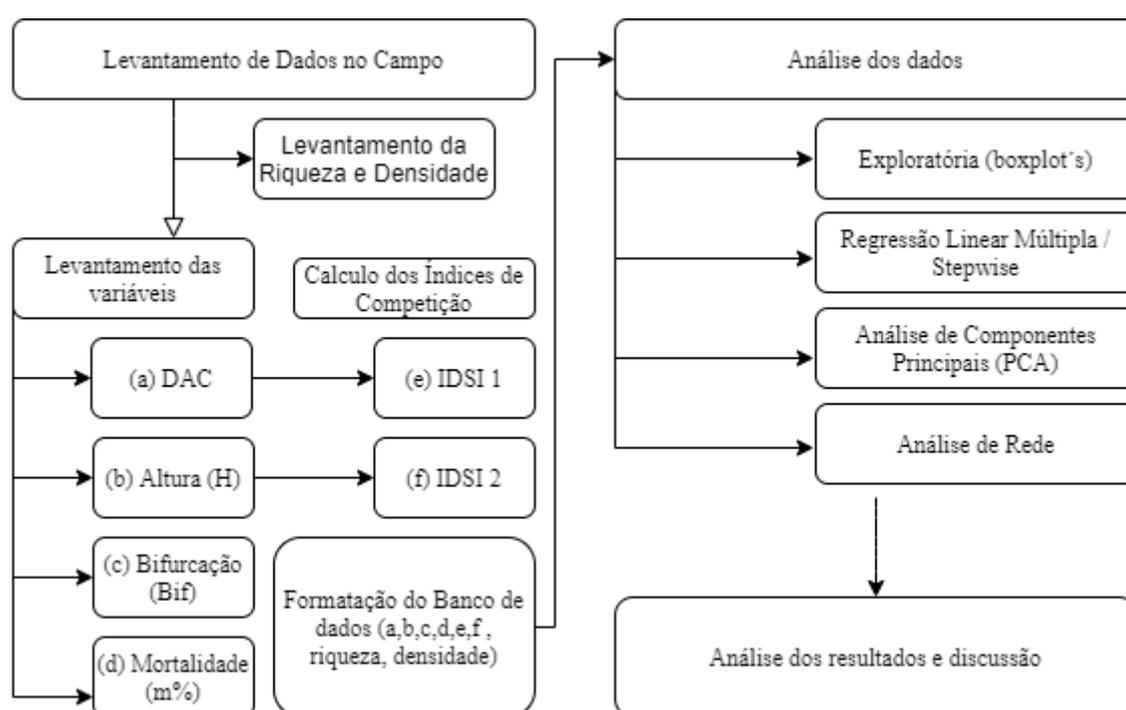


Figura 5- Fluxograma das etapas de análise de dados para avaliar as respostas das espécies em relação à competição em plantio adensado no modelo Miyawaki, em Sorocaba, SP.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Análise do crescimento

Aos oito anos pós-plantio foram amostrados na área de estudo 701 indivíduos arbóreos em 777,55 m² com densidade de 0,9 indivíduos.m⁻² representando 9.015 plantas.ha⁻¹. No modelo adotado, os plantios adensados empregam em sua implantação a densidade média 3 indivíduos.m⁻² (PIÑA-RODRIGUES; REIS; MARQUES, 1997), o que mostra a

ocorrência de processo considerado como autodesbaste (JOHNSON; SHIFLEY; ROGERS, 2002), confirmando os resultados de Piotrowski (2016), obtidos no mesmo povoamento aos três anos e nove meses. A riqueza constatada foi de 67 espécies arbóreas (47% das espécies da implantação), distribuídas em 29 famílias, com dominância de Fabaceae (Figura 6) sendo que, em relação às classes sucessionais, 47,1% das espécies foram pioneiras e 51,4% foram não-pioneiras, próxima a proporção presente na implantação da área, de 50% para cada classe. No período de instalação da restauração, a legislação do estado de São Paulo estabelecia a proporção de espécies. Estudos realizados em São Paulo propuseram a relação inversamente proporcional entre diversidade e abundância de espécies pioneiras na área (DURIGAN et al., 2010). Por outro lado, em plantios não adensados, mesmo utilizando maior número de espécies não-pioneiras, ao longo do tempo são requeridas operações de enriquecimento da área com espécies não-pioneiras (COLMANETTI; BARBOSA, 2013; MIRANDA et al., 2019). Estes resultados apontam para a viabilidade de se efetuar o plantio inicial com igual ou maior proporção de não-pioneiras, conforme preconizado por Miyawaki (2004).

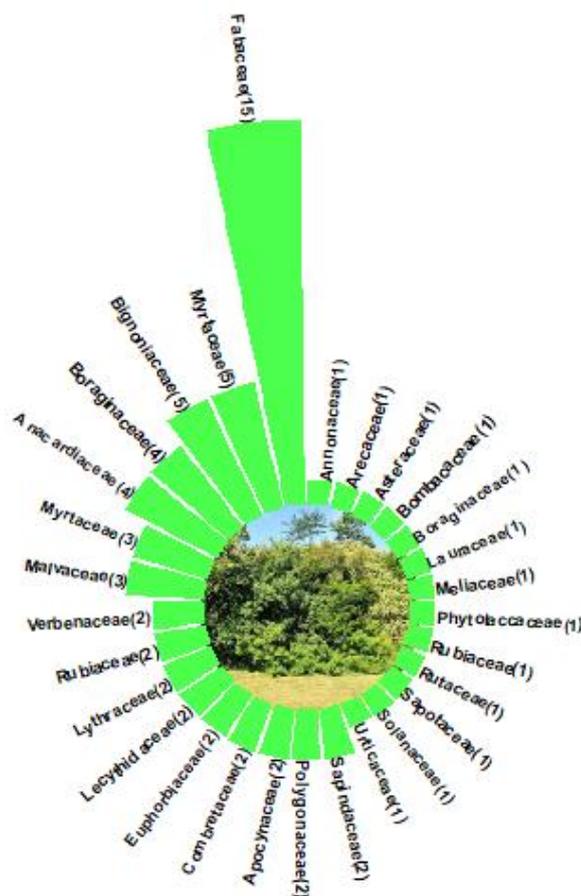


Figura 6 – Número de espécies arbóreas por família amostradas em área de restauração no modelo Miyawaki, em Sorocaba-SP. Plantio em 2011 e dados levantados em 2019.

O DAC médio em todo o levantamento, foi de $20,21 \pm 10,6$ mm com amplitude de 1,6 a 104 mm, para espécies não-pioneiras e $37,78 \pm 22,2$ mm e amplitude de 4,1 a 145,6 mm para as pioneiras. A altura média (H) foi de $2,22 \pm 1,45$ m com amplitude de 0,31 a 9 m para as não-pioneiras e média de $4,65 \pm 2,53$ m com amplitude de 0,5 a 12 m para as pioneiras (Tabela 4; Figura 7). Em relação ao comportamento geral da área, é importante destacar que, aos oito anos pós-plantio, as variáveis de crescimento, DAC e H apresentaram distribuição dos indivíduos no formato “J-invertido”. Esse modelo de distribuição é observado em florestas nativas mais conservadas e indica que a comunidade de plantas na área apresenta-se com estruturação, com a dominância de indivíduos mais jovens (regenerantes) onde a relação entre mortalidade e recrutamento ainda não se encontra estável (IMANA-ENCINAS et al., 2013; TRAUTENMÜLLE et al., 2018). Em relação à densidade na vizinhança das espécies, pode-se observar que a menor densidade (ind.m²) em relação as espécies *Lafoensia glyptocarpa* Koehne e *Psychotria carthaginensis* Jacq. com 5 ind.m², e maior densidade para *Dodonaea viscosa* Jacq com 9,17 ind.m², *Eugenia leitonii* Legr. e *Terminalia brasiliensis* Cambess. com 9 ind.m².

De acordo com as premissas propostas para o modelo por Miyawaki (2004), a formação precoce de estruturas multicamadas é o resultado esperado da utilização de proporções similares ou maiores de espécies tardias em relação às de estádios sucessionais iniciais, como as pioneiras. No presente estudo, confirma-se a formação de estrutura com multicamadas ao se empregar proporções similares de espécies pioneiras e não-pioneiras, para as quais se constatou a maior abundância de plantas de diâmetros e alturas menores, porém com ocupação também dos estratos médio e alto. Em restaurações observa-se esse comportamento de formação de dossel e posterior variação dos estratos (multicamadas) que favorece a formação florestal e desenvolvimento da área ao longo do tempo (10 a 20 anos), promovendo a troca substituição gradual das espécies em relação aos seus grupos sucessionais (BRANCALION et al., 2010). Contudo, a efetividade da formação multicamadas em restaurações com menor adensamento só é possível quando a área restaurada aumenta tornando-a mais similar aos ecossistemas de referência (LONDE; MESSIAS; SOUSA, 2020).

Tabela 4- Lista de espécies selecionadas para o estudo e respectivos valores das variáveis empregadas em estudo de restauração no modelo Miyawaki, em Sorocaba-SP, aos 8 anos após o plantio adensado-diverso-funcional.

Cod.	Espécies	DAC	H	Bif	S	Den	Mor (%)	ISDI 1	ISDI 2
AliEdu	<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A. Rich. ex DC.	18,06	3.41	0	6	7,00	0,00	0,43	1,12
AnaCol	<i>Anadenanthera colubrina</i> var. Cebil (Vell.) Brenan	37,94	5.16	2	6	7,80	5,93	2,30	2,50
AnnCor	<i>Annona coriacea</i> Mart.	15,50	2.80	0	6	6,00	63,60	0,78	2,03
BauFor	<i>Bauhinia forficata</i> Link	57,40	8.50	0	6	7,00	14,29	6,58	5,00
CamXan	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> var. <i>littoralis</i> Mart. ex O.Berg	18,86	1.54	0	6	8,14	7,14	0,46	0,34
CedFis	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	21,57	1.37	0	6	7,33	26,67	0,34	0,19
CeiSpe	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	28,50	3.16	0	7	7,72	29,07	1,16	0,94
CenTom	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guill. ex Benth.	29,48	4.27	0	6	8,68	13,89	1,42	2,24
CithMyr	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	26,39	3,05	0	7	7,56	22,84	1,20	0,97
CorSell	<i>Cordia</i> aff. <i>sellowiana</i> Cham.	38,70	4,75	0	7	8,00	7,14	1,38	2,02
CorSup	<i>Cordia</i> cf. <i>superba</i> Cham.	43,48	4,83	2	7	7,83	12,50	1,82	1,60
CroFlo	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	33,24	3,95	0	7	8,21	12,42	1,74	1,36
CroUru	<i>Croton urucurana</i> Baill.	53,76	6,58	5	7	7,45	17,14	4,75	4,19
DodVis	<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq	43,50	5,00	2	8	9,00	50,00	2,37	2,63
EntCon	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong Determin	29,05	2,62	0	7	7,67	0,00	1,57	1,45
EseLei	<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	21,60	2,80	0	8	8,67	22,22	0,70	1,03
EugLei	<i>Eugenia leitonii</i> Legr.	20,18	2,74	0	8	9,00	8,33	0,33	0,93
EugUni	<i>Eugenia uniflora</i> L.	19,98	2,01	3	6	7,47	11,54	0,56	0,39
GallInt	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	20,68	1,92	0	7	8,00	11,11	0,65	0,33
GuaUlm	<i>Guazuma ulmifolia</i> var. <i>tomentella</i> K. Schum.	59,44	5,54	0	7	7,60	12,00	5,51	5,78
HandAve	<i>Handroanthus avellanadae</i> (Lorentz ex Griseb.) Mattos	15,97	2,09	0	7	7,50	23,53	0,50	0,48
HandHep	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	25,36	3,88	2	7	8,17	0,00	0,64	1,11

Cod.	Espécies	DAC	H	Bif	S	Den	Mor (%)	ISDI 1	ISDI 2
HelPop	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth.	47,85	6,58	0	6	7,55	35,62	3,42	6,32
HymCou	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	18,07	1,51	0	7	8,13	16,92	0,40	0,25
IngVer	<i>Inga vera subsp. affinis</i> Willd.	37,78	5,14	2	6	7,82	4,82	2,45	3,12
LafPac	<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	24,48	2,74	2	6	7,44	8,00	0,77	0,80
LafGly	<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	7,96	1,70	2	4	5,00	0,00	0,21	0,94
LueDiv	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	41,66	4,86	3	6	7,83	17,39	3,19	2,76
MimBim	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	57,73	7,40	7	7	7,92	0,00	6,00	4,23
MyrUnd	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	17,43	2,73	2	7	7,73	10,00	0,50	0,56
MyrPer	<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	17,08	2,21	0	7	8,14	25,00	0,52	0,48
NecMeg	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	14,00	1,92	0	8	8,60	42,65	0,23	0,33
PatAme	<i>Patagonula americana</i> L.	23,48	2,98	2	7	8,52	4,48	0,68	0,88
PelDub	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.)Taub.	36,32	5,36	0	7	7,18	15,12	2,14	2,62
PosAcu	<i>Posoqueria acutifolia</i> Mart.	10,57	2,08	0	6	8,00	44,44	0,13	0,47
PsiCat	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	17,29	1,37	0	7	7,50	53,70	0,45	0,14
PsiGua	<i>Psidium guajava</i> L.	19,82	1,81	0	7	8,49	8,58	0,46	0,35
PsyCart	<i>Psychotria carthaginensis</i> Jacq.	28,00	1,20	0	5	5,00	50,00	0,51	0,14
RupLax	<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	21,55	2,91	2	7	8,00	0,00	0,55	0,68
SchMol	<i>Schinus molle</i> var. <i>rusbyi</i> F.A.Barkley	22,30	2,40	0	8	8,33	41,18	0,33	0,39
SchTer	<i>Schinus terebinthifolius</i> var. <i>acutifolius</i> Engl.	50,23	5,72	2	6	7,22	26,34	3,40	3,43
SchPar	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vellozo) Blake.	42,32	5,37	0	6	7,78	22,16	2,76	2,28
SolPse	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	19,10	1,30	0	7	7,00	91,70	0,24	0,16
SyaRom	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	45,10	3,86	0	6	8,08	5,00	2,17	1,14
TabRos	<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	16,77	2,62	0	7	8,17	3,85	1,13	1,46
TabHys	<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	21,05	2,28	0	6	6,00	20,00	0,63	0,43
TapGui	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	19,65	2,52	0	7	7,80	71,90	0,44	0,43
TerBras	<i>Terminalia brasiliensis</i> Cambess.	25,65	3,77	0	6	9,17	3,33	1,90	3,05
TerTri	<i>Terminalia triflora</i> (Griseb.) Lillo	15,44	1,36	0	6	8,50	14,29	0,28	0,22
TriAme	<i>Triplaris americana</i> L.	22,79	3,11	0	7	8,25	16,22	0,73	1,33
VitPol	<i>Vitex polygama</i> Cham.	23,48	2,83	0	6	6,67	10,26	0,57	0,65

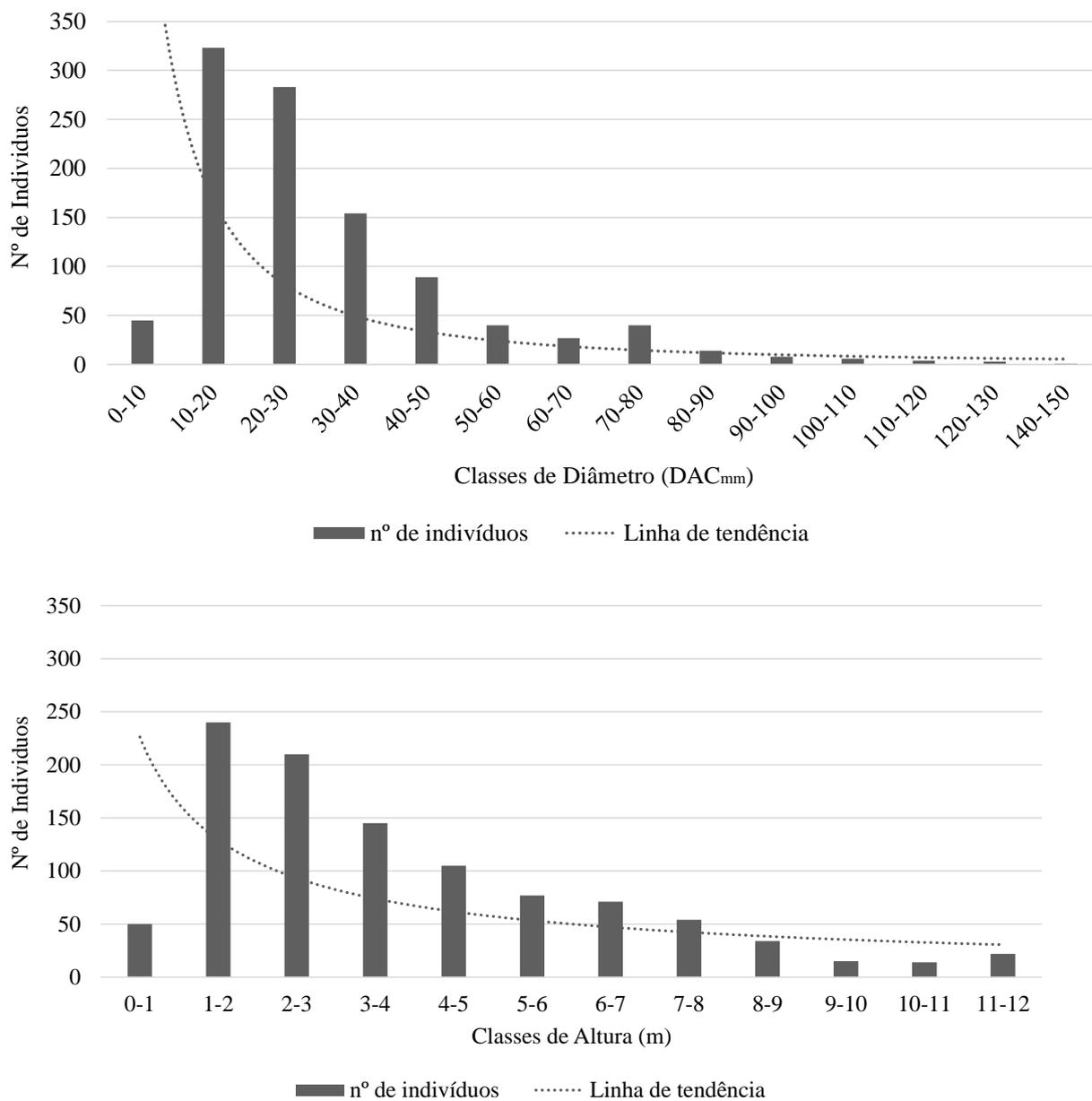


Figura 7 – Distribuição do número de indivíduos por classe de diâmetro à altura do colo- DAC (mm) e altura total – H (m) obtidos aos oito anos após o plantio de restauração no modelo Miyawaki em Sorocaba- SP.

5.2. Classificação das espécies

Em relação ao grupo sucessional, como esperado, as espécies pioneiras apresentaram maior crescimento do que as não-pioneiras (Figura 8). Isto porque esta é uma das principais características empregadas para classificar estes grupos (PIÑA-RODRIGUES; REIS; COSTA, 1990).

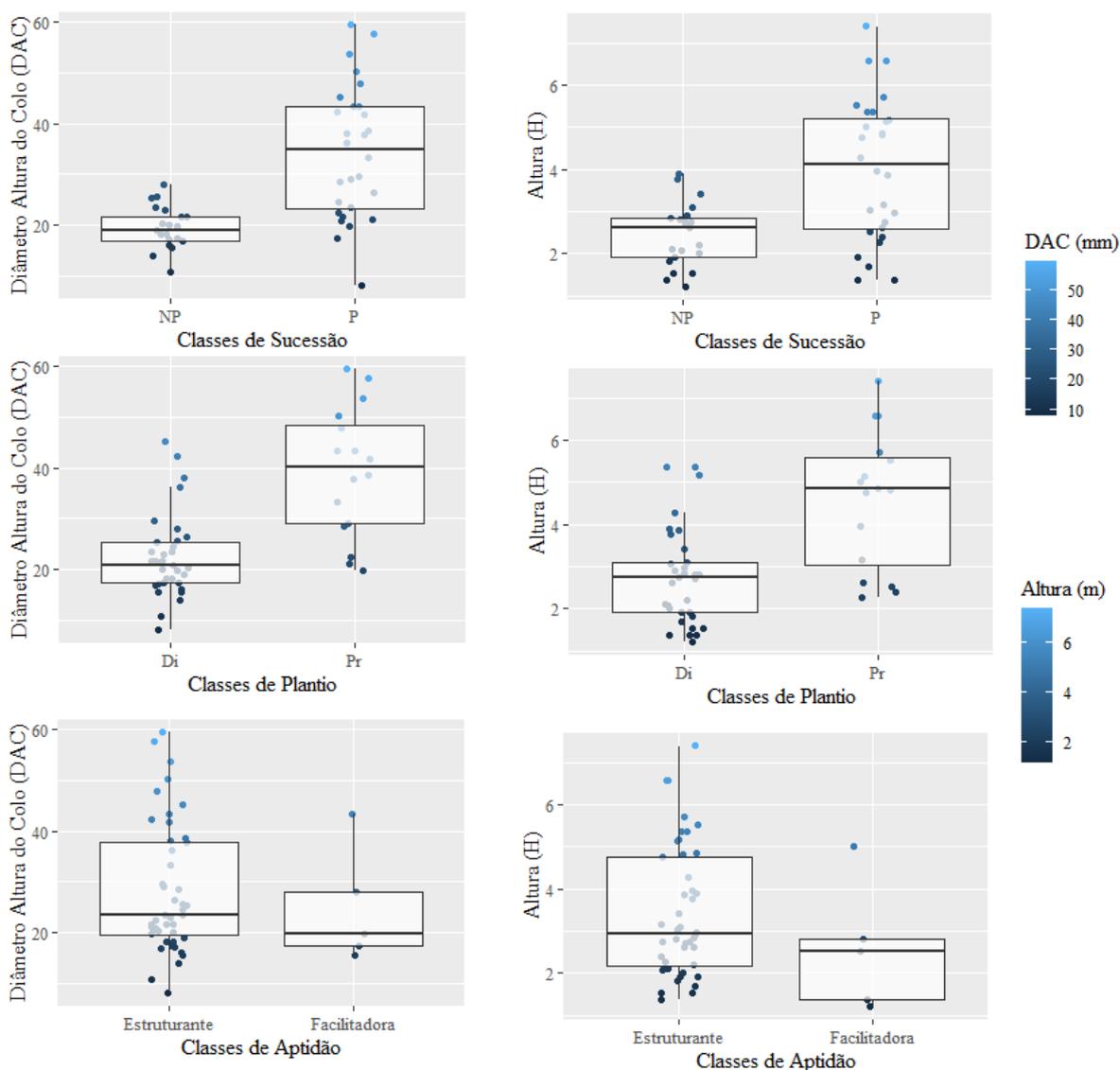


Figura 8 - Boxplot do diâmetro a altura do colo - DAC (mm) e altura total – H (m) para as espécies classificadas como pioneiras (P), não-pioneiras (NP), de diversidade (Di) e de Preenchimento (Pr) e quanto à classe de aptidão como facilitadoras e estruturantes em plantio no modelo Miyawaki, em Sorocaba- SP. Plantio em 2011, dados obtidos em 2019.

5.3. Índices de Competição

Em relação ao ISDI 1 e ISDI 2 calculados em 110 círculos, o valor médio de ISDI 1 foi de $0,56 \pm 0,36$ com amplitude de 0,127 até 1,897, para espécies não-pioneiras e o ISDI $2,3 \pm 1,89$ e amplitude de 0,207 até 7,117 para as pioneiras. Em relação ao valor médio de ISDI 2 obteve-se $0,79 \pm 0,69$ com amplitude de 0,138 até 3,049, para espécies não-pioneiras e $2,16 \pm 1,67$ e amplitude de 0,144 até 3,318 para as pioneiras.

Os índices de competição apresentaram altas correlações ($r > 0,80$) entre o DAC e ISDI 1 ($r = 0,93$) e entre altura (H) e ISDI 2 ($r = 0,89$) (Figura 9). Este resultado era previsto uma vez que essas variáveis compõem o cálculo dos índices de competição. Contudo, o fato de o DAC também apresentar correlação com o ISDI 2 e a altura com o ISDI 1, refletem a alta correlação existente também entre o crescimento individual em altura e diâmetro ($r = 0,89$) e o de seus vizinhos ($r_{\text{ISDI 1}} = 0,89$; $r_{\text{ISDI 2}} = 0,89$). Da mesma forma, o comportamento dos índices de competição ISDI 1 e ISDI 2 também apresentam correlação entre si, evidenciando a multicolinearidade entre as variáveis e os índices de competição.

A relação diâmetro e altura é notória e Chapman e Meyer (1949) já evidenciavam a existência de relação entre elas em função da idade dos indivíduos. Altura e diâmetro são influenciados por diferentes fatores do meio, resultando em diferenças nas respostas à competição inter e intraespecífica, permitindo maior diferenciação de comportamentos. Dentre estas variáveis, a altura reflete as diferenças no gradiente vertical de irradiação gerando variações no seu incremento processo que afeta diretamente o crescimento em diâmetro dos indivíduos (BAKER et al., 2003; MACIEL et al., 2002). Em inventários florestais, o uso de equações hipsométricas busca relacionar variáveis de altura e diâmetro à idade, área basal e altura dominante (ANDRADE et al., 2018), porém faltam dados que avaliem nestas equações os índices de competição.

Em relação às demais variáveis, apenas a bifurcação (Bif) apresentou correlação média e significativa com ISDI 1 ($r = 0,55$) e altura ($r = 0,52$), apesar de sua baixa correlação com o DAC. Esse resultado permite sugerir que o número de bifurcações não é influenciado diretamente pela competição com as plantas vizinhas, havendo outros fatores a serem considerados, como por exemplo, a própria forma da árvore. Apesar da baixa correlação entre a bifurcação e o DAC, esta foi significativa. Indivíduos com bifurcação (17 espécies e 67 árvores) foram mais frequentes nas espécies *M. bimucronata* e *C. urucurana* com 2 a 7 bifurcações, com copas mais amplas, estimadas em 13 m² e 9 m² aos 24 meses (RESENDE;

LELES, 2017). Esta é uma das características que as categorizam como espécies de preenchimento (BARBOSA et al., 2017).

No que se refere às variáveis ligadas à composição e diversidade da comunidade, tanto a densidade (Den) quanto a riqueza (S) e a mortalidade não apresentaram correlação significativa com os índices de competição. Houve correlação positiva entre a riqueza e densidade ($r = 0,76$), evidenciando que a saída de indivíduos na área afeta diretamente a redução do número de espécies, provavelmente pelo fato de algumas espécies serem representadas por poucos indivíduos. Contudo, não houve relação entre a riqueza e densidade com a taxa de mortalidade.

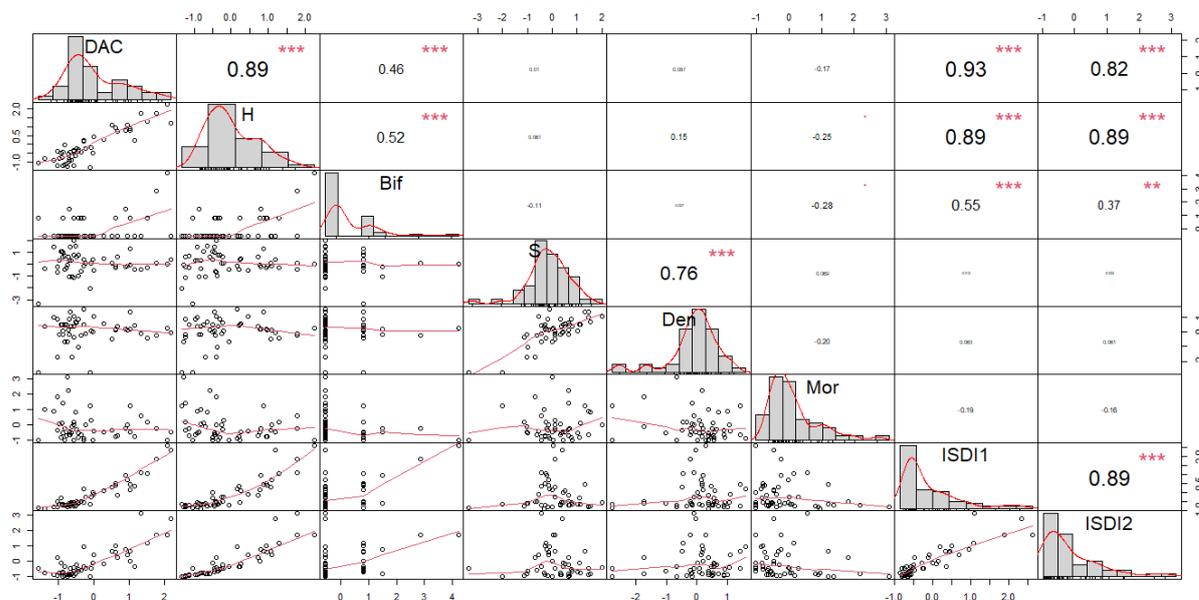


Figura 9 – Matriz de correlação entre as variáveis na área de restauração no modelo Miyawaki, em Sorocaba-SP. Plantio em 2011, dados obtidos em 2019. Bif = Bifurcação, S = Riqueza, Den = Densidade de indivíduos por metro quadrado, Mor (%) = mortalidade, ISD1 = Índice de Competição Semi-dependente de distância pelo DAC; ISD2 = Índice de Competição Semi-dependente de distância pelo H. Valores de correlação seguidos de asteriscos são significativos à 5% (**) e 1% (***) de probabilidade; ns= não significativo.

A mortalidade observada, de forma geral, é resultante de processos sucessionais na trajetória da restauração desde a implantação da área. Portanto, a mortalidade é o reflexo de comportamentos ocorridos no estabelecimento da comunidade, onde o crescimento dos indivíduos na área fez com que as interações entre as espécies acontecessem de forma mais precoce, conforme já constatado em outros estudos sobre plantio adensado (PIÑA-

RODRIGUES; REIS; MARQUES, 1997; SCHIRONE; SALIS; VESSELA, 2011). Em florestas naturais, após distúrbios a densidade de indivíduos tende a aumentar pelo recrutamento da regeneração natural (ROLIM; COUTO; JESUS, 1999) e o processo sucessional segue a trajetória de recuperação com a dominância de espécies pioneiras de crescimento rápido (CHAZDON, 2012). Por outro lado, em plantios adensados, o aparecimento da competição leva à redução da densidade na área e representa o reflexo da competição, na fase em que ocorreu o estabelecimento das espécies na área (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

5.3.1. Relações entre as variáveis e os índices de competição

As variáveis de altura (H) e bifurcação (Bif) foram as preditoras mais significativas em relação à ambos os índices – ISDI 1 e ISDI 2 (Tabelas 5 e 6). Com base nos valores de AIC, os Índices de Competição podem ser representados pelas equações abaixo:

$$\text{ISDI 1} = 0,07343 \text{ DAC} + 0,18672 \text{ H} + 0,12142 \text{ Bif} - 1,39398$$

$$\text{ISDI 2} = 0,2659 + 0,8724 \text{ H} - 0,1347 \text{ Bif} - 0,2403 \text{ S}$$

Tabela 5 – Variáveis preditoras dos índice de competição ISDI 1 e ISDI 2, resultante do método de seleção por *stepwise*, aos oito anos após o plantio adensado-diverso-funcional.

Índices de Competição	Equação	Modelo	AIC*
ISDI 1	1	ISDI 1 ~ DAC + H + Bif + Den + Mor + S	-64,94
	2	ISDI 1 ~ DAC + H + Bif + Den + Mor	-66,94
	3	ISDI 1 ~ DAC + H + Bif + Den	-68,93
	4	ISDI 1 ~ DAC + H + Bif	-70,65
ISDI 2	1	ISDI 2 ~ DAC + H + Bif + Den + Mor + S	-34,85
	2	ISDI 2 ~ DAC + H + Bif + Mor + S	36,81
	3	ISDI 2 ~ DAC + H + Bif + S	-38,26
	4	ISDI 2 ~ H + Bif + S	-39,4

ISDI 1 = Índice de Competição Semi-dependente de Distância para DAC; ISDI 2 = Índice de Competição Semi-dependente de Distância para Altura, Altura (H), Bifurcação (Bif), Densidade (Den), Mortalidade (Mor), Riqueza (S). *AIC = Critério de informação de Akaike, menores valores do critério denotam das variáveis preditoras mais adequadas ao modelo (AKAIKE, 1974, BURNHAM; ANDERSON, 2002).

Tabela 6 – Ajuste do modelo de regressão linear, equação com as variáveis significativas pelo método de seleção *stepwise* para a relação dos índices de competição (ISDI 1 e ISDI 2).

Índices de Competição	Equação	R ²	R ² _{aj}	S _{xy} (%)	P-valor	F-Estatística
ISDI 1	4	0,8875	0,8802	47,48	2,2e ⁻¹⁶	121
	Variável		FIV¹		Coefficientes	Significância
	Intercepto		-		$\beta_0 = -1,39398$	-
	DAC		4,937		$\beta_1 = 0,07343$	2e ^{-16***}
	H		5,339		$\beta_2 = 0,18672$	0,01273*
ISDI 2	4	0,8074	0,7948	64,9	2,2e ⁻¹⁶	64,28
	Variável		FIV¹		Coefficientes	Significância
	Intercepto		-		$\beta_0 = 0,1630$	-
	H		1,399		$\beta_1 = 0,8799$	2e ^{-16***}
	Bif		1,411		$\beta_2 = -0,1477$	0,0569 ^{ns}
	S		1,031		$\beta_3 = -0,2246$	0,1055 ^{ns}

R² = coeficiente de determinação; R²_{aj} = Coeficiente de determinação ajustado; S_{xy}(%) = erro padrão da estimativa; estatística F (P<0,05). Com níveis de significância demonstrado por: *0,05; **0,01 e ***0,001.¹ FIV = Fatores de Inflação da Variância, se o valor for maior que 10, as variáveis apresentam forte influência de multicolinearidade (GUJARATI; POTER, 2011).

No que se refere aos modelos testados para ISDI 1 e ISDI 2, é importante ressaltar que ambas regressões apresentaram resíduos com distribuição normal e homogeneidade de variância constatado pelo teste de Shapiro-Wilk (ISDI 1 - W = 0,95112, p = 0,03792; ISDI 2 - W = 0,9077, p = 0,0008716) e pelo teste de normalidade (ISDI 1 - Chisquare = 17,21635, p = 3,3355e⁻⁰⁵; Chisquare = 29,55521, p = 5,4346e⁻⁰⁸). Esperava-se que estes modelos apresentassem em sua composição as variáveis de crescimento como DAC e altura, por serem parte integrante do cálculo dos índices de competição, contudo, observou-se que as variáveis de altura (H) e bifurcação (bif) também apresentaram significância no modelo de regressão em relação à ISDI 1. É importante ressaltar também que, devido à correlação alta entre DAC e altura (Figura 9), tinha-se, por premissa, que estas apresentariam colinearidade, porém, apesar da alta correlação entre ISDI 1 e as variáveis de crescimento, a multicolinearidade não foi confirmada (Tabela 6).

Analisando-se os modelos obtidos verifica-se que, enquanto o índice baseado em DAC (ISDI 1) foi afetado pela bifurcação, o ISDI 2, calculado com base na altura das plantas

foi influenciado pela riqueza de espécies. Dungan et al. (2002) afirmam que a competição por espaço ocorre em pequenas áreas, sendo de ordem física. Meyer et al., (2013) evidenciaram que em Florestas Estacionais em estágio inicial, a alta densidade de indivíduos no decorrer do desenvolvimento da floresta, promove competição por espaço necessário para as espécies crescerem. A característica dos indivíduos bifurcados pode ter acentuado essa competição. Segundo Clark; Clark (2001), existe a hipótese de que as variáveis de crescimento (DAC e Altura) refletem acontecimentos passados, isto é, a possibilidade de a variação dos valores estar ligada às relações das espécies em uma função temporal, ou competição do passado. Outra relação está no sentido de que em ambientes de alta densidade a competição promove o autodesbaste dos indivíduos (JOHNSON; SHIFLEY, ROGERS, 2002; ZHANG & TIELBÖRGER, 2020) como resposta à limitação do espaço ao longo do tempo. Esse comportamento foi observado para espécies como *Posoqueria acutifolia* Mart., *Psidium cattleianum* Sabine, *Psychotria carthaginensis* Jacq., *Schinus molle* var. *rusbyi* F.A.Barkle, *Solanum pseudoquina* A.St.-Hill, *Tapirira guianensis* Aubl que tiveram alta taxa de mortalidade na área (autodesbaste), porém não apresentavam bifurcações e se caracterizaram por baixos valores de ISDI 1, ou seja, foram bastante afetadas por seus vizinhos em relação ao crescimento diamétrico.

A riqueza em áreas de Florestas Atlântica está ligada à composição dos nichos das espécies presentes, permitindo a coexistência das espécies, principalmente não-pioneiras, até a eventual emergência devido a perturbações na área (LEYSER et al., 2012). Tanto plantios de restauração como florestas naturais são caracterizadas por um “mix” de espécies de diferentes classes sucessionais e essa diferenciação afeta diretamente o crescimento das espécies principalmente por fatores como a luz (SOUZA; RIBEIRO, 2008). Nota-se que o ISDI 2 mensurado pela relação de altura (H) não apresentou correlação com a mortalidade (Mor) (Tabela 4, Figura 9). Porém a riqueza de espécies na área, principalmente pela relação com a diversidade de espécies nas classes sucessionais, pode influenciar o índice, formado a partir do número de espécies que são influenciadas pela competição por luz. Laurans et al. (2014) evidenciaram que a estratificação vertical da floresta promove a diminuição da competição das espécies.

A bifurcação é uma variável comum às equações obtidas, apesar de ser uma característica de baixa herdabilidade entre indivíduos arbóreos e sua presença é expressa nas populações das espécies, principalmente por alguma relação do meio e das características do espaço em relação ao desenvolvimento (SCHILLING et al., 1998). Em ambiente adensado, o fator competição pode fazer com que estas espécies expressem um arranjo bifurcado e

apresentem maior valor competitivo em relação aos seus vizinhos. Observando-se a relação entre os coeficientes para as variáveis de ISDI 1, nota-se que a bifurcação (β_3) apresenta valor positivo. Sabendo que os coeficientes expressam o efeito das variáveis sobre a variável dependente (DOWNING; JEFFREY, 2011), espera-se que espécies que apresentem maior número de bifurcações, expressem valores maiores de ISDI 1 e assim ganhem no aspecto de competição em relação aos seus vizinhos, no que diz respeito ao crescimento em diâmetro (CASTRO et al., 2014; YANG et al., 2015). Em relação ao ISDI 2, observa-se que os coeficientes são negativos tanto para bifurcação como riqueza, demonstrando assim, a tendência de que espécies com menor número de bifurcações em locais com menor riqueza de espécies apresentem maiores valores de competição por altura.

Como a sucessão ecológica é um processo temporal (CHAZDON, 2012) e a área neste momento mostra evidências de estar em fase de estruturação, com a presença de múltiplos estratos arbóreos, baixa incidência de gramíneas invasoras, estrato superior dominado por espécies pioneiras, os indivíduos bifurcados auxiliam a formação estrutural da floresta, observando-se, aos oito anos, que a restauração segue o processo de trajetória da sucessão esperada na restauração ecológica (FERRAZ et al., 2020). Como um processo temporal, espera-se que espécies com ISDI 2 altos, facilitem o estabelecimento de espécies de sub-bosque. A formação do dossel favorece assim que processos bióticos e abióticos sejam efetivos nas áreas de restauração, como fertilidade do solo, biomassa, atividades microbianas, entre outros (SHIXIONG; CHENXI; YUE, 2017).

5.4. Ordenamento das espécies em relação aos índices de competição

Na Análise de Componentes Principais (PCA), 72,7% da variabilidade total dos dados esteve relacionada aos dois primeiros componentes, sendo que o componente 1 representou 50,5% e, em menor proporção, o componente 2 representou 22,2% da variação dos dados (Figuras 10 e 11). Dentre as variáveis que contribuíram positivamente no componente 1, pode-se destacar o ISDI 1, Altura (H), DAC e ISDI 2 e bifurcação (bif), sendo que riqueza (S) e mortalidade (Mor) apresentaram contribuição negativa para o mesmo componente. No componente 2, as variáveis que contribuíram positivamente foram a mortalidade (Mor), a bifurcação (bif), Densidade (Den) e os Índices (ISDI 1 e ISDI 2).

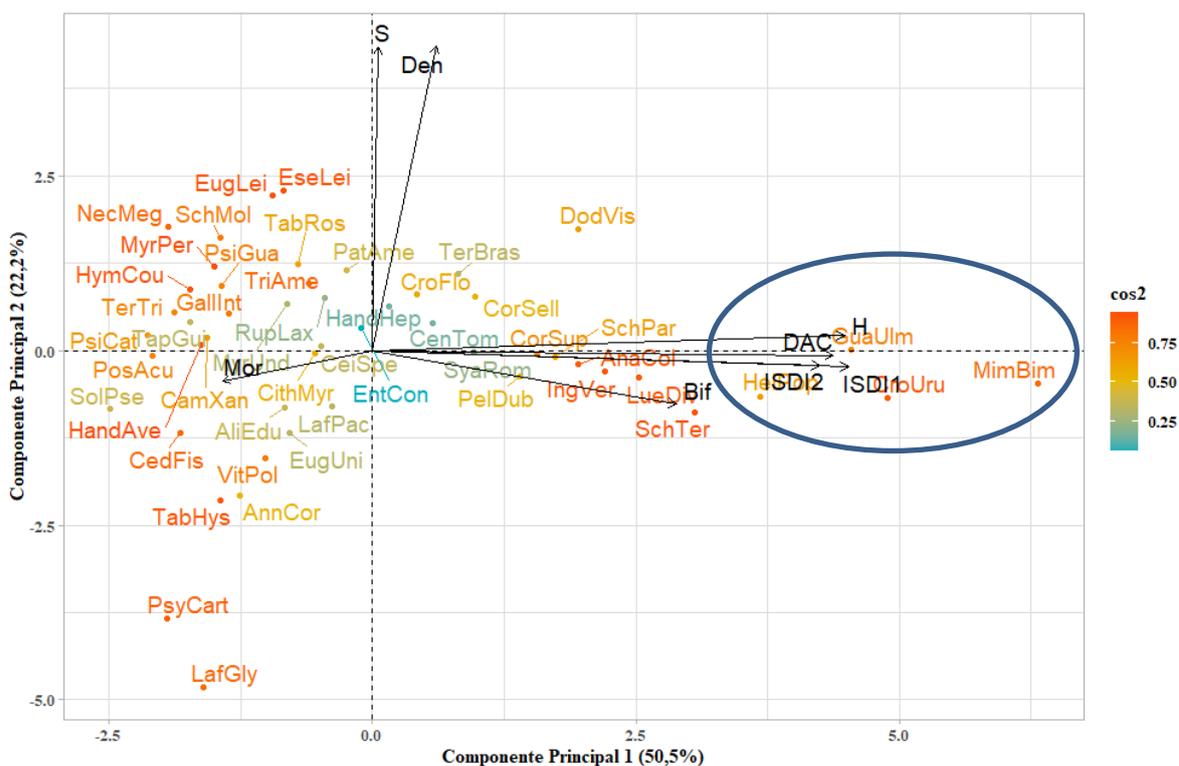


Figura 10 – Ordenamento das variáveis Análise de Componentes Principais das variáveis e espécies em relação ao \cos^2 da análise, observando 50,5% da variância no componente 1 e 22,2% para o componente 2. ISDI 1 = Índice de Competição Semi-dependente de Distância para DAC; ISDI 2 = Índice de Competição Semi-dependente de Distância para Altura, Altura (H), Bifurcação (Bif), Densidade (Den), Mortalidade (Mor), Riqueza (S) e Código (Cod) das espécies, em plantios denso-diverso-funcional. No círculo, espécies com maior correlação com o componente 1.

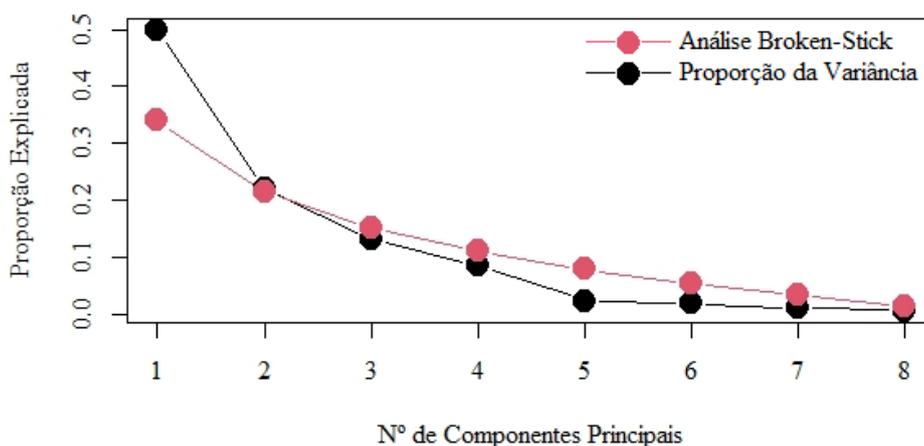


Figura 11 – Proporção da variância explicada significativamente pelos componentes da análise de componentes principais (PCA) de acordo com o método Broken-stick.

Tabela 6 - Autovetores e autovalores para cada variável e explicação de cada componente da análise de componentes principais (PCA).

Variáveis	Componente Principal	Componente Principal
	1	2
DAC	1,470	-0,023
Altura (H)	1,507	0,072
Bif	0,971	-0,257
S	0,018	1,460
Den	0,204	1,468
Mor	-0,478	-0,147
ISDI 1	1,518	-0,078
ISDI 2	1,428	-0,072
Variância	50,5%	22,2%
Autovalores	4,0394	1,7762

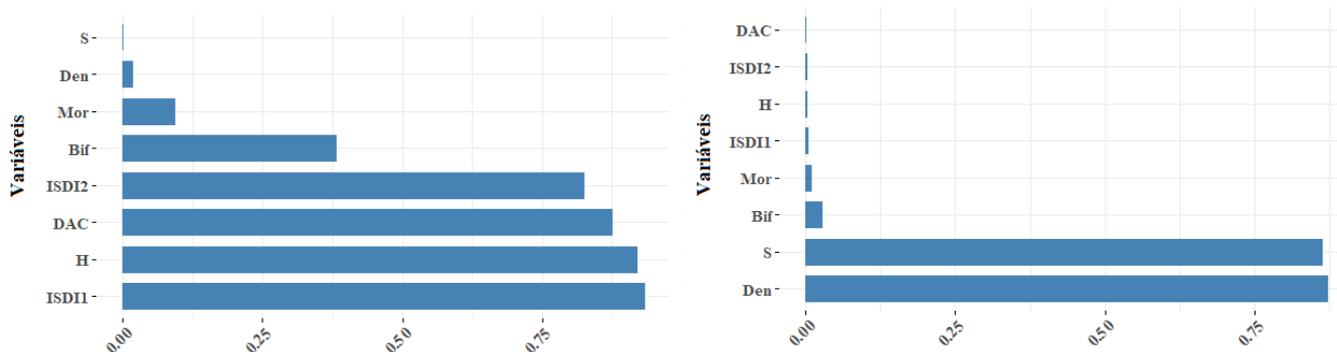


Figura 12 – Comportamento das variáveis na PCA, (a) relação do \cos^2 para as variáveis no componente principal 1 (esquerda) e (b) relação do \cos^2 para as variáveis no componente principal 2 (direita).

As variáveis que mais contribuíram no ordenamento das espécies para o componente principal 1, foram o ISDI 1, Altura (H), DAC, ISDI 2 e Bifurcação (Bif) (Tabela 6 e Figura 12). Para o componente 2, pode-se destacar a Riqueza (S) e a Densidade (Den) (Figura 12), enquanto a mortalidade (Mor) correspondeu em certa medida, negativamente, nos dois componentes da PCA (Componente 1, -0,478 e Componente 2, -0,147). As variáveis que mostraram maior contribuição em relação à contribuição média no conjunto dos componentes principais foram ISDI 1, Altura (H), Densidade (Den), DAC, Riqueza, ISDI 2 (Figura 13, linha tracejada). Por sua vez, as variáveis bifurcação (bif) e Mortalidade (Mor) apresentaram

valores abaixo da contribuição média esperada (Figura 13), demonstrando assim que são variáveis que podem ser desconsideradas em próximas análises para o ordenamento das espécies em relação ao seu comportamento em plantios adensados.

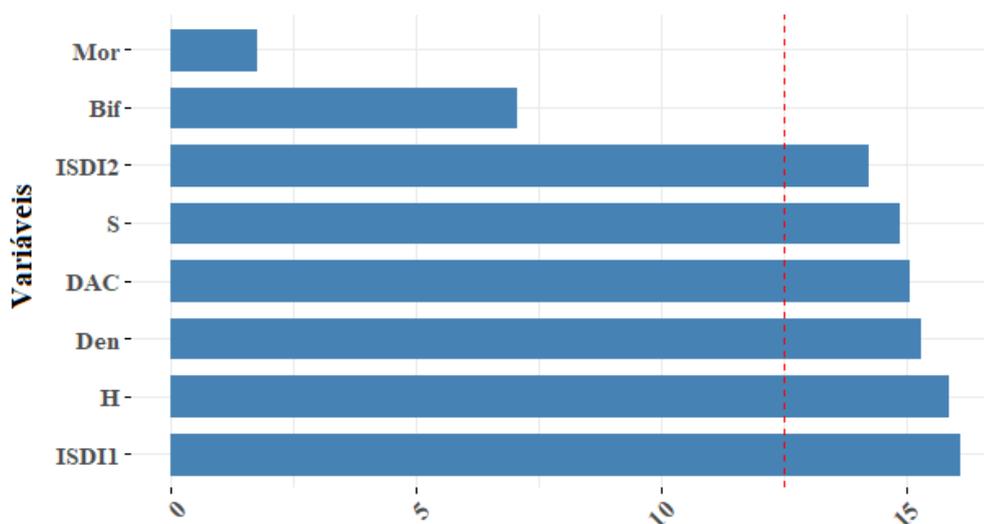


Figura 13 – Contribuição das variáveis na Análise de PCA para o conjunto de dados. Linha tracejada= média esperada da análise.

Relacionando as espécies estudadas foi possível observar quais espécies apresentaram maior contribuição em relação à média esperada (linha tracejada), na análise (Figura 14). Assim foi possível observar um conjunto de espécies que apresentaram maior contribuição para os dois primeiros Componentes da PCA em relação às variáveis estudadas. Sendo elas: *Mimosa bimucronata*, *Lafoensia glyptocarpa*, *Croton urucurana*, *Guazuma ulmifolia*, *Psychotria carthaginensis*, *Heliocarpus popayanensis*, *Schinus terebinthifolius*, *Nectandra megapotamica*, *Solanum pseudoquina*, *Dodonaea viscosa*, *Tabernaemontana hystrix*, *Luehea divaricata*, *Esenbeckia leiocarpa*, *Annona coriacea*, *Eugenia leitonii*. Neste grupo estão as espécies *Mimosa bimucronata*, *Heliocarpus popayanensis*, *Croton urucurana*, *Guazuma ulmifolia*, que se destacaram das demais com alta relação com os índices de competição, o que evidencia seu potencial competitivo em relação às demais espécies com rápido crescimento em altura e diâmetro (Figura 10, círculo azul).

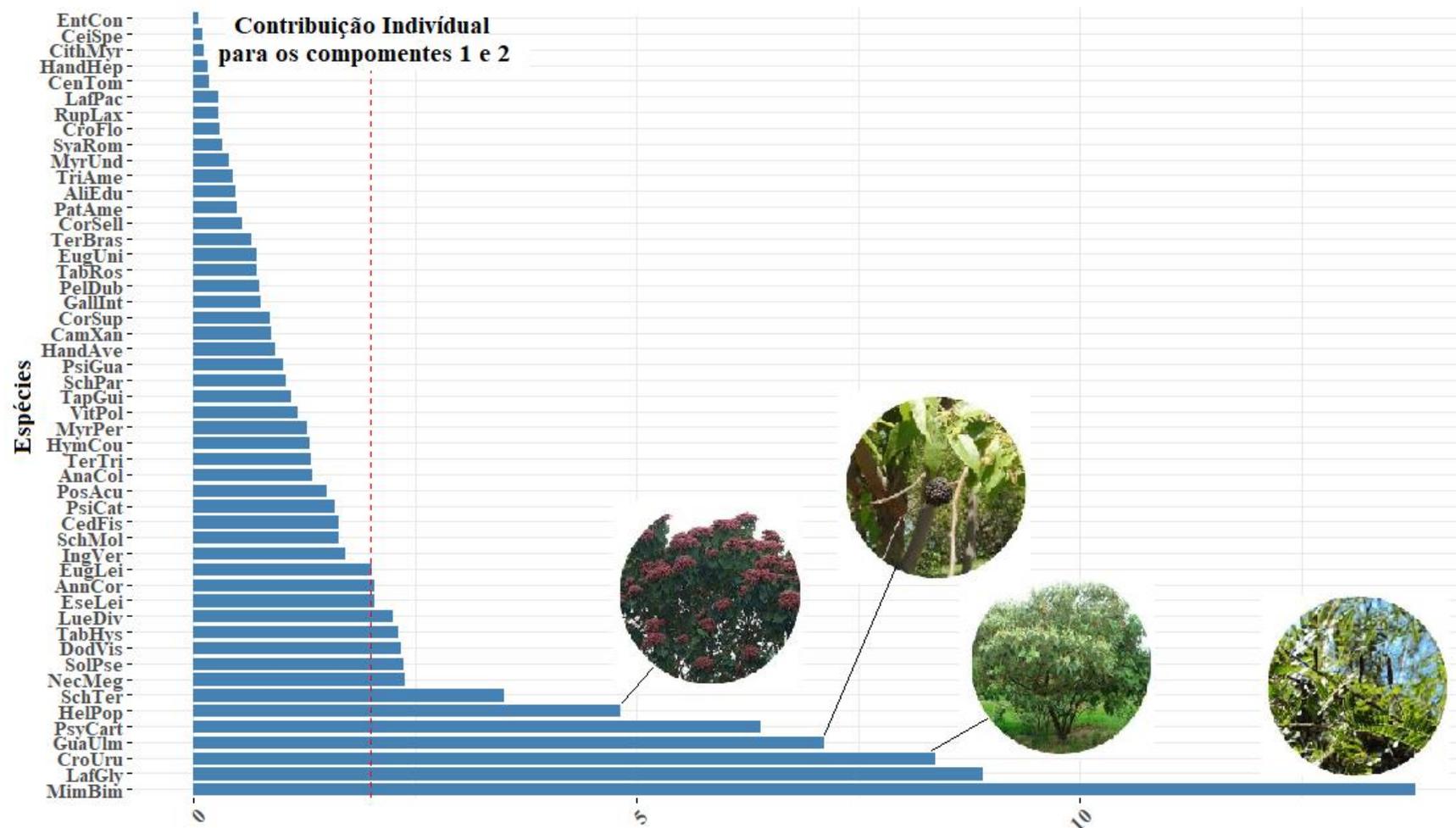


Figura 14 – Relação das projeções nos Componentes da PCA, contribuição das espécies, em relação a contribuições média. (Lista de espécies e seus respectivos códigos listados na Tabela 4). Linha tracejada contribuição média das espécies.

Nota-se que, das espécies destacadas em relação à contribuição média, três espécies refletem a sua interação com a variável de mortalidade relacionada ao componente 1 (Figura 14), sendo elas, *Solanum pseudoquina*, *Annona coriacea* e *Psychotria carthaginensis*. Outras três espécies, *Nectandra megapotamica*, *Esenbeckia leiocarpa*, *Eugenia leitonii* tiveram interação maior com o componente 2 influenciado pelas as variáveis de Densidade e Riqueza.

As variáveis de DAC e altura, apontam que nesse momento da transição da sucessão, algumas espécies se estabeleceram e responderam em menor tempo à competição na área, sendo elas *M. bimucronata*, *C. urucurana*, *G. ulmifolia*, *H. popayanensis*. A resposta dessas espécies em relação às variáveis de crescimento, demonstram que, da implantação até o presente momento, houve maior taxa de crescimento em relação às árvores vizinhas, o que é considerado como uma estratégia de ocupação de espaço (RICKEN; HESS; BORSOI, 2018). Apresentar maior taxa de crescimento, principalmente em fases de ocupação do ambiente, faz com que a competição por espaço influencie as taxas de crescimento das espécies vizinhas a de maior crescimento, demonstrando assim, que essas espécies identificadas promoveram até certo grau a estruturação da floresta (COATES; CANHAM; LEPAGE, 2009).

Eiras e Paiva; Ribeiro; Carvalho (2015) ressaltam que, em áreas com dez anos de restauração, espécies como *M. bimucronata*, apresentam forte dominância sobre a área, principalmente na formação da estrutura da floresta, dominando rapidamente o dossel e promovendo o recobrimento da área (BARBOSA NETO; CABRAL; OLIVEIRA, 2017). Em áreas de regeneração natural, espécies como *C. urucurana* apresentam destaque em relação à dominância inicial em diferentes biomas e locais (NÓBREGA et al., 2007; MOJENA et al., 2018), que na fase de estabelecimento auxilia em processo de microclima da floresta (BIZUTI et al., 2016). Martins (2001) indica que espécies como a *G. ulmifolia* respondem fortemente à interação com a luz, apresentando grande desenvolvimento em áreas de restauração (LIMA; SANTANA; NAPPO, 2009) além de apresentar polinização por melitofilia e dispersão por zoocoria (SANTOS-FILHO et al., 2016).

5.5. Ordenamento das espécies em função dos grupos sucessionais, de plantio e de aptidão das espécies

Após a formatação da análise de componentes principais foi possível observar a relação entre a classificação das espécies (classes de sucessão, de plantio e de aptidão) e o ordenamento das espécies possibilitando analisar o seu agrupamento em relação a estes sistemas de classificação (Figuras 15, 16 e 17).

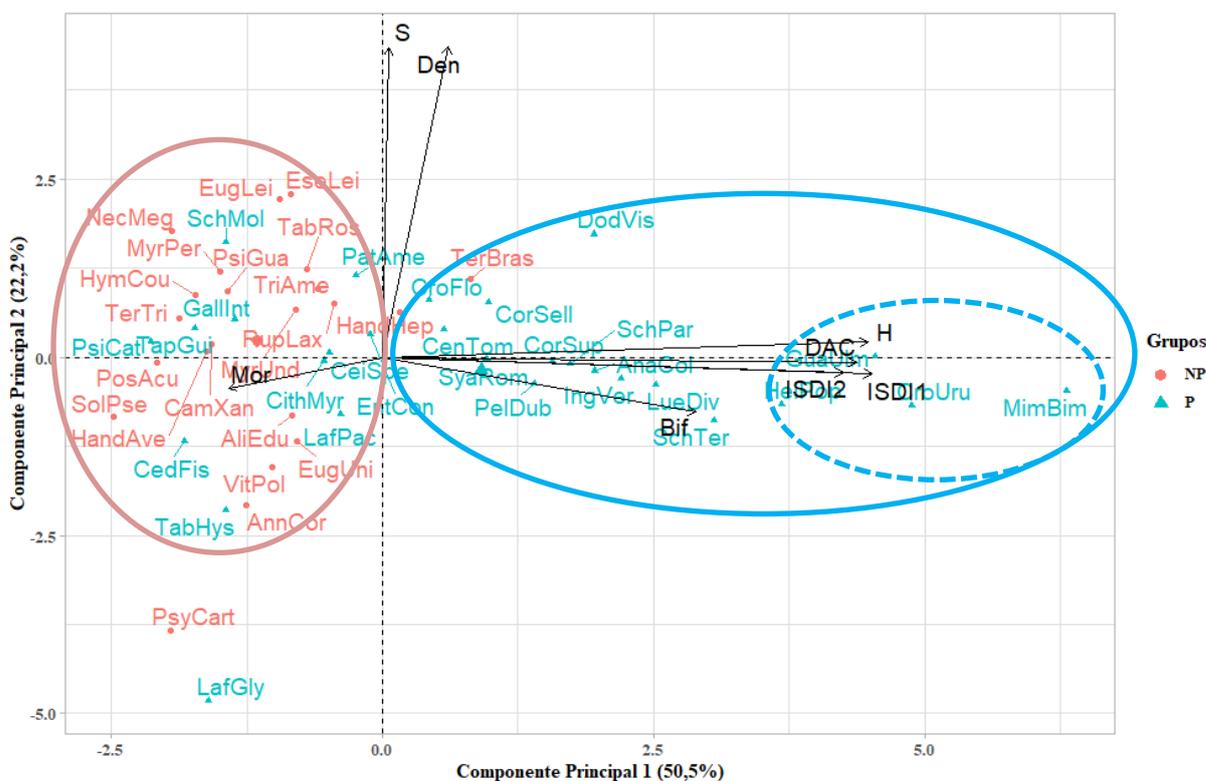


Figura 15 – Análise PCA em relação as espécies nas classes de sucessão P= pioneira, Np= não-pioneiras, observando 50,5% da variância no componente 1 e 22,2% para o componente 2. ISDI 1 = Índice de Competição Semi-dependente de Distância para DAC; ISDI 2 = Índice de Competição Semi-dependente de Distância para Altura, Altura (H), Bifurcação (Bif), Densidade (Den), Mortalidade (Mor), Riqueza (S) e Nomes e acrônimos das espécies na Tabela 4, aos oito anos em plantio denso-diverso-funcional. Círculo tracejado – espécies com alta habilidade competitiva. Círculo azul – Espécies que promovem a estrutura da área devido ao adensamento; Círculo Vermelho – Espécies influenciadas pela competição em relação a mortalidade e densidade na trajetória da sucessão.

Em plantios de restauração, as espécies pioneiras apresentam rápido crescimento e investimento em produção de sementes no solo e desenvolvem-se precocemente na área, formando a estrutura da floresta em relação ao dossel (BRANCALION; GANDOLFI;

RODRIGUES, 2015). Na classificação sucessional, as pioneiras (P), de forma geral, apresentaram interações com as variáveis associadas ao componente 1, como as de crescimento (DAC e H) e bifurcação (bif), evidenciando o estabelecimento de processos competitivos com base na sua associação aos índices ISDI 1 e ISDI 2 (Figura 15). Apesar da maioria das pioneiras apresentarem este comportamento, duas outras, classificadas como não-pioneiras (*Terminalia brasiliense* e *Handroanthus heptaphylla*) foram igualmente influenciadas por estas variáveis, mas também foram associadas à riqueza de espécies e densidade da área (componente 2). Em um sistema de classificação como o proposto por Whitmore (1978), estas espécies poderiam ser consideradas como secundárias, por apresentarem comportamentos tanto de pioneiras quanto de não-pioneiras (PIÑA-RODRIGUES; COSTA; REIS, 1990; PIÑA-RODRIGUES; REIS; MARQUES, 1997). Ao contrário das pioneiras, as espécies não-pioneiras (NP), em sua maioria, apresentaram interações com as variáveis de mortalidade (Mor), Riqueza (S) e Densidade (Den), embora algumas espécies consideradas como pioneiras também tenham apresentado comportamento semelhante. Os resultados obtidos indicam que a classificação das espécies com base nas características associadas ao processo de sucessão não deve ser usada de maneira simplista, separando-as apenas em pioneiras e não-pioneiras apenas por características como crescimento. É preciso conhecer mais da autoecologia das espécies para que se possa estabelecer um sistema de classificação sucessional mais amplo (PIÑA-RODRIGUES; COSTA; REIS, 1990), com escalas intermediárias entre as pioneiras e não-pioneiras.

A classificação das espécies em grupos sucessionais contribui para se efetuar o planejamento da restauração com vista a acelerar os processos ecológicos, contudo isto requer conhecimentos sobre suas respostas a diferentes condições ambientais. No plantio adensado, com o estabelecimento da competição, cinco espécies pioneiras se destacaram e apresentaram características que evidenciam seu maior crescimento e capacidade de competir em relação às demais, sendo elas *Mimosa bimucronata*, *Croton urucurana*, *Guazuma ulmifolia*, *Heliocarpus popayanensis* e *Schinus terebinthifolius* (Figura 15, círculo pontilhado). Estas espécies apresentam, em geral, mais de uma bifurcação e situam-se no estrato superior, contribuindo para a estruturação da floresta. Devido ao seu crescimento e forma, estas podem criar um microclima local, o que pode alterar o sombreamento, temperatura e umidade, e influenciar o desenvolvimento de outras espécies (VALLADARES et al., 2016). Por outro lado, é importante avaliar até que ponto a maior capacidade competitiva atua de forma positiva (facilitação) ou negativa (competição) sobre as espécies vizinhas.

Em relação à classificação das espécies por classes de plantios (Diversidade e Preenchimento), não houve separação nítida dos grupos em relação às variáveis como constatado para os grupos sucessionais (Figuras 15 e 16). Apesar de muitas espécies de recobrimento apresentarem maior relação com as variáveis de crescimento (DAC, Altura (H)) e com os Índices de Competição (ISDI 1 e ISDI 2), é possível constatar que espécies classificadas como de diversidade também apresentaram o mesmo comportamento e, portanto podem exercer a mesma função que as de recobrimento (Figura 16, círculo azul). O inverso se constata quando se observa que algumas espécies de preenchimento como *Schinus molle*, *Tapirira guianensis*, *Solanum pseudoquina* e *Tabernaemontana hystrix* apresentaram respostas às variáveis similares às espécies classificadas como de diversidade (Figura 16, círculo rosa), o que reflete em uma mistura entre as funções esperadas para cada espécie. Apenas três espécies de recobrimento apresentaram relações com a bifurcação, sendo elas *S. terebinthifolia*, *I. vera* e *Luehea divaricata*. Este resultado evidencia a dificuldade de se aplicar os conceitos de diversidade e preenchimento na seleção de espécies para restauração que reflitam seu comportamento em campo em relação às variáveis analisadas. Reforça também que sistemas de classificação baseados em poucas características ecológicas das espécies, neste caso a forma (bifurcação, copas mais amplas) e crescimento podem não atender em sua trajetória as funções para as quais foram selecionadas, afetando o desenvolvimento de outras espécies por mecanismos competitivos.

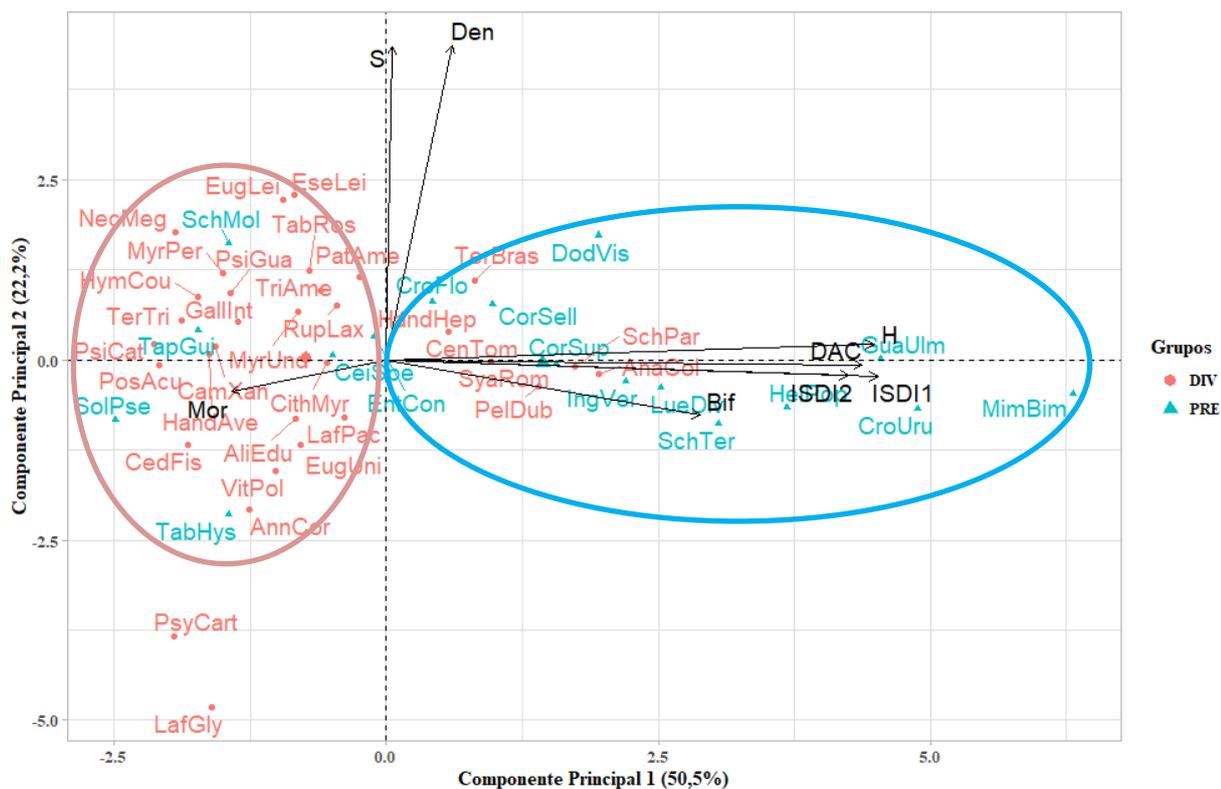


Figura 16 – Análise PCA em relação as espécies nas classes de plantio Div = Diversidade, Pre = Preenchimento, observando 50,5% da variância no componente 1 e 22,2% para o componente 2. ISDI 1 = Índice de Competição Semi-dependente de Distância para DAC; ISDI 2 = Índice de Competição Semi-dependente de Distância para Altura, Altura (H), Bifurcação (Bif), Densidade (Den), Mortalidade (Mor), Riqueza (S) e Código (Cod) das espécies, aos oito anos em plantio denso-diverso-funcional, conforme Tabela 4. Círculo azul – Espécies que promovem a estrutura da área devido ao adensamento; Círculo Vermelho – Espécies influenciadas pela competição em relação a mortalidade e densidade na trajetória da sucessão.

Por sua vez, sistemas de classificação que consideram a trajetória das espécies ao longo da restauração como o de classes de aptidão levam em consideração em sua classificação a relação da mortalidade das espécies ao longo do tempo (Figura 17). Desta forma, percebe-se que, do conjunto total estabelecido no plantio (142 espécies implantadas), as espécies que apresentaram alta mortalidade (sensíveis), passaram pelo processo de autodesbaste e estão praticamente fora do sistema. Dentre as espécies classificadas como sensível à competição, apenas *Solanum pseudoquina* ainda está presente no sistema adensado aos oito anos após o plantio, embora com a redução drástica de seus indivíduos ao longo da trajetória da restauração, evidenciada por sua alta mortalidade. Estudos anteriores mostraram que seu comportamento está relacionado com a fase inicial de ocupação da área, por sua

exigência a luz (SANTOS et al., 2015) e que, ao longo do tempo, há redução do número de indivíduos (HIGUCHI et al., 2016).

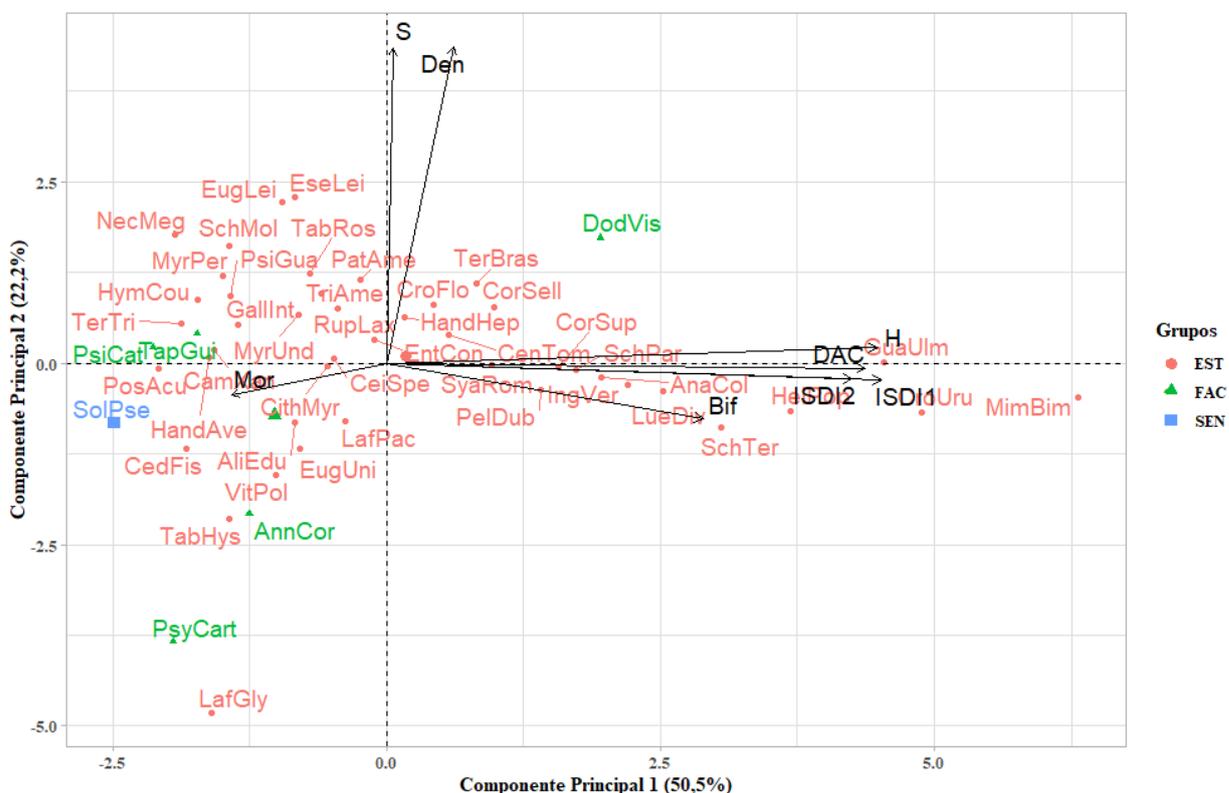


Figura 17 – Análise PCA em relação as espécies nas classes aptidão EST = Estruturantes, FAC = Facilitadoras, SEN = Sensíveis à competição, observando 50,5% da variância no componente 1 e 22,2% para o componente 2. ISDI 1 = Índice de Competição Semi-dependente de Distância para DAC; ISDI 2 = Índice de Competição Semi-dependente de Distância para Altura, Altura (H), Bifurcação (Bif), Densidade (Den), Mortalidade (Mor), Riqueza (S) e Código (Cod) das espécies.

Em geral a maioria das espécies analisadas foram incluídas na classe de estruturantes, sendo espécies que permaneceram no sistema e apresentaram crescimento mesmo quando submetidas à competição, alta densidade e riqueza de espécies (PIOTROWSKI, 2016). Pelo fato de não se constatar diferenciação no ordenamento das espécies em relação às diferentes classes de aptidão e respostas às variáveis estudadas, este sistema de classificação pode ser adequado para ordenar as espécies nas fases iniciais do estabelecimento. Contudo, por outro lado evidencia que aos oito anos já existe dominância de espécies estruturantes, mas ainda não se estabeleceram processos que possam permitir diferenciar outros comportamentos para as espécies estudadas.

Entre as espécies com maior contribuição em relação aos componentes da PCA (Tabela 7), observa-se que as classificações baseadas na sucessão e nos grupos de plantio apresentaram maior similaridade entre si, excetuando-se apenas *S. pseudoquina* A.St.-Hil. e *L. glyptocarpa* Koehne. É importante constatar que algumas características empregadas para classificar as espécies quanto ao grupo sucessional e de plantio, tais como crescimento são comuns a ambos sistemas de classificação. Em relação à classificação por aptidão, embora também adote critérios baseados no crescimento, a trajetória das espécies em relação à sua permanência e saída (mortalidade) ao longo do tempo é um fator que o distingue dos demais sistemas de classificação e permitiu identificar espécies estruturantes até o presente.

Tabela 7 – Relação das espécies de maior contribuição da PCA em relação às classificações na restauração. Nomes das espécies e seus acrônimos na Tabela 4.

Cod.	Classes de Sucessão	Classes de Aptidão	Grupos de Plantio
AnnCor	Não-pioneiras	Facilitadoras	Diversidade
EseLei	Não-pioneiras	Estruturantes	Diversidade
EugLei	Não-pioneiras	Estruturantes	Diversidade
NecMeg	Não-pioneiras	Estruturantes	Diversidade
PsyCart	Não-pioneiras	Facilitadoras	Diversidade
SolPse	Não-pioneiras	Sensíveis à competição	Preenchimento
LafGly¹	Pioneira	Estruturantes	Diversidade
CroUru¹	Pioneira	Estruturantes	Preenchimento
DodVis¹	Pioneira	Facilitadoras	Preenchimento
GuaUlm	Pioneira	Estruturantes	Preenchimento
HelPop	Pioneira	Estruturantes	Preenchimento
LueDiv¹	Pioneira	Estruturantes	Preenchimento
MimBim¹	Pioneira	Estruturantes	Preenchimento
SchTer¹	Pioneira	Estruturantes	Preenchimento
TabHys	Pioneira	Estruturantes	Preenchimento

¹Espécies que apresentam bifurcação.

A PCA permitiu observar em um ponto, dentro do processo temporal da restauração, as possíveis relações em que as espécies estão sendo submetidas em função da técnica de restauração empregada. Levando em consideração o comportamento das espécies pioneiras, observa-se que, dentro do sistema implantado, algumas espécies cumpriram o papel esperado por sua classificação, isto é, o recobrimento da área, e inibiram o aparecimento de gramíneas exóticas (NAVE; RODRIGUES, 2006). Ricklefs (2010) ressalta que em ecossistemas naturais, espécies clímax inibem espécies iniciais (pioneiras) de se estabelecerem. Pode-se

ressaltar que, na transição da sucessão no tempo, na fase inicial da restauração em plantios adensados e diversos, ocorre o estabelecimento da estrutura vertical da floresta ou, como se denomina, as multicamadas (MIYAWAKI, 1999); porém por apresentar grande mortalidade de espécies, a riqueza inicial diminui com o tempo (PIOTROWSKI, 2016).

O rápido estabelecimento das espécies pioneiras promoveu o sombreamento da área e o controle do microclima e das espécies invasoras (GALETTI et al., 2018), favorecendo espécies menos exigentes em termos de luz (SANTOS et al. 2015). Esse processo é denominado em ecologia de facilitação (MELLO et al., 2015; OLIVEIRA; SILVA JUNIOR, 2011). Ruiz-Jaen; Aide (2005) afirmam que o sucesso da restauração se baseia nas relações estruturais ecológicas da área, no sentido que as espécies promovam a formação florestal, mantenham ou aumentem a diversidade local e contribuam para a promoção de processos ecológicos. Observando o grupo de espécies com maior contribuição na PCA, observa-se que espécies com síndromes de dispersão autocórica e anemocórica apresentaram um arranjo e forma bifurcada, que auxilia na estruturação da floresta, porém tendem a sair do sistema mais cedo por serem pioneiras de preenchimento, capazes de promover processos como de sombreamento e regulação de microclima já na etapa inicial da restauração (NAVE; RODRIGUES, 2006). Por outro lado, observa-se que espécies de dispersão zoocórica também figuraram entre as pioneiras de preenchimento, sendo essas espécies interessantes para atração de fauna e como promotoras de processos biológicos na área (RECH et al., 2015; ANDRADE et al., 2018).

De maneira geral, pelo comportamento das espécies em relação às variáveis, nota-se que além das espécies que formaram o dossel, existe um conjunto de espécies não-pioneiras, de diversidade e estruturantes que, no decorrer da sucessão ecológica, irão demonstrar em maior ou menor grau suas características, seja por estarem em processo de desenvolvimento, sob a influência da diminuição da luminosidade, por serem espécies tolerantes a sombra (VALLADARES et al., 2016) ou por até o presente momento estarem sob influência mais acentuada da competição horizontal (ISDI 1) ou vertical (ISDI 2) o que resulta em alteração das relações de crescimento e desenvolvimento (COATES et al., 2008). Ferraz et al. (2020) ressaltam que em restaurações deve existir diferenciação entre as relações de estrutura e funcionalidade nos processos temporais de sucessão, pois além da estruturação da floresta, é importante observar o estabelecimento de funcionalidades, sendo esta, uma relação fundamental para a sustentabilidade local. O plantio adensado promoveu a competição, impulsionando o desenvolvimento inicial dos indivíduos. Assim, é esperado que em menor tempo, sejam estruturadas, de forma que a funcionalidade ecológica acompanhe esta relação

temporal (FERRAZ et al., 2020), condição que já havia sido constatada para a área em anos anteriores (GALETTI et al. 2018).

5.6. Análise da competição intra e interespecífica

As espécies *C. urucurana*, *Mimosa bimucronata*, *Heliocarpus popayanensis* e *G. ulmifolia* destacaram-se com alta interação com as variáveis de crescimento, DAC e altura (H), bem como com variáveis de estabelecimento como bifurcação e densidade (Figuras 15, 16 e 17), e variável de composição com a riqueza. Estas variáveis compuseram o modelo de regressão múltipla em relação as variáveis calculadas de Índice de Competição (ISDI 1 e ISDI 2). Pela análise de rede a partir dos gráficos bipartido é possível observar as relações dos índices de competição em relação as espécies (Figuras 18, Figura 19). Desta forma pode-se observar quais relações acontecem entre os indivíduos e a sua intensidade (TOMAÉL; MARTELETO, 2013) com base no valor dos ISDI 1 e ISDI 2.

A análise relacionou 38 espécies interagindo na vizinhança de *M. bimucronata* e 37 espécies com *C. urucurana*, 26 espécies com *Heliocarpus popayanensis* e 25 espécies com *Guazuma ulmifolia*. A riqueza de espécies próximas à *M. bimucronata* e *C. urucurana* deve-se a sua maior frequência na área. Em contrapartida, observa-se que, na etapa de transição da sucessão aos oito anos pós-plantio, estas espécies apresentaram impactos no desenvolvimento das espécies em sua vizinhança, representadas por linhas mais largas (valores de ISDI 1 e ISDI 2) ligando as espécies. Dentre as quatro espécies, *M. bimucronata* foi a que apresentou os maiores valores de ISDI 1 seguida de *C. urucurana* (Tabela 6) o que indica a sua habilidade competitiva, sendo capaz de afetar o desenvolvimento das espécies que estão ao seu redor.

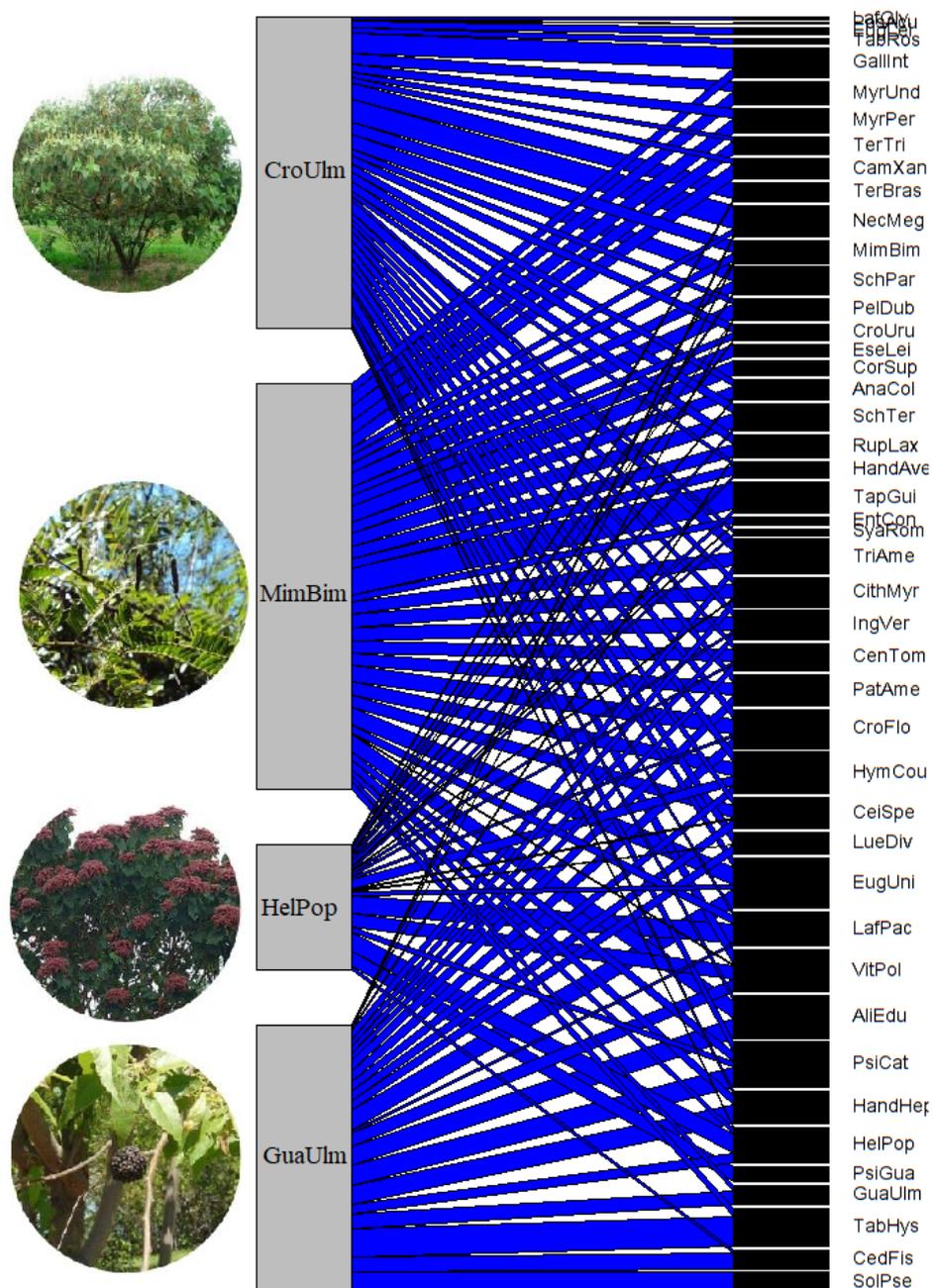


Figura 18 – Representação do resultado da análise de Rede das espécies *Croton urucurana*, *Mimosa bimucronata*, *Heliocarpus popayanensis*, *Guazuma ulmifolia* em relação às suas espécies vizinhas com base no índice ISDI 1 em plantio adensado no modelo Miyawaki em Sorocaba-SP. Plantio 2011. Dados obtidos em 2019. Nomes e acrônimos das espécies na Tabela 4.

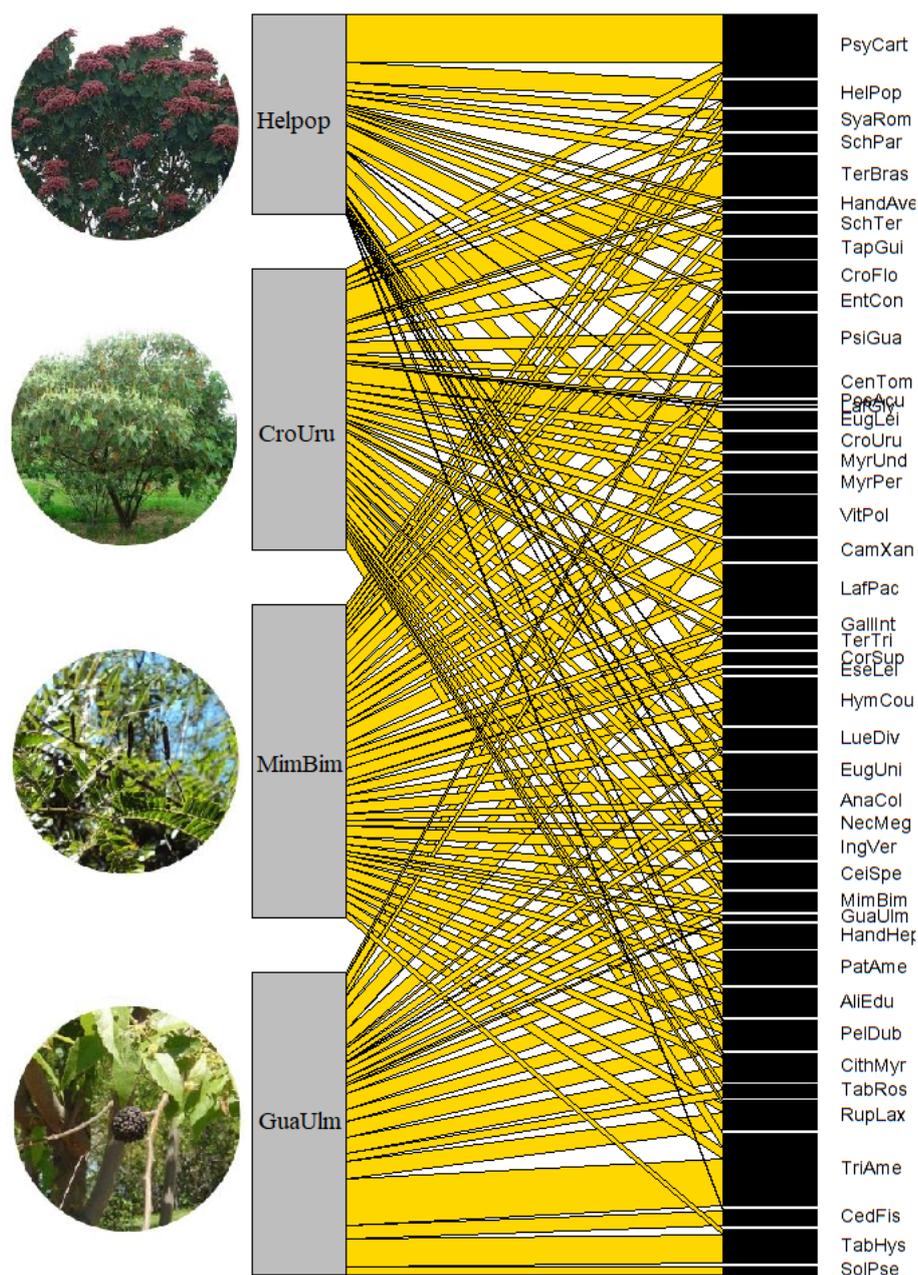


Figura 19 – Representação do resultado da análise de Rede das espécies *Croton urucurana*, *Mimosa bimucronata*, *Heliocarpus popayanensis*, *Guazuma ulmifolia* em relação às suas espécies vizinhas com base no índice ISDI 2 em plantio adensado no modelo Miyawaki em Sorocaba-SP. Plantio 2011. Dados obtidos em 2019. Nomes e acrônimos das espécies na Tabela 4.

Como *Mimosa bimucronata*, o efeito competitivo de *Guazuma ulmifolia* também foi alto sob suas vizinhas com maior efeito em relação a ISDI 1, relacionada ao crescimento em diâmetro, tendo alto impacto ($ISDI\ 1 > 10,0$) em pelo menos 6 espécies (Figura 20). Por sua

(Figura 21). A espécie é usada em plantios de restauração por seu crescimento é satisfatório suportando mudanças bruscas de gradientes de luz (MAZZANATTI et al., 2015) porém sofrem influência em locais de alta densidade de gramíneas invasoras fazendo que seu crescimento dependa da fertilidade do solo (DIAS et al., 2016).

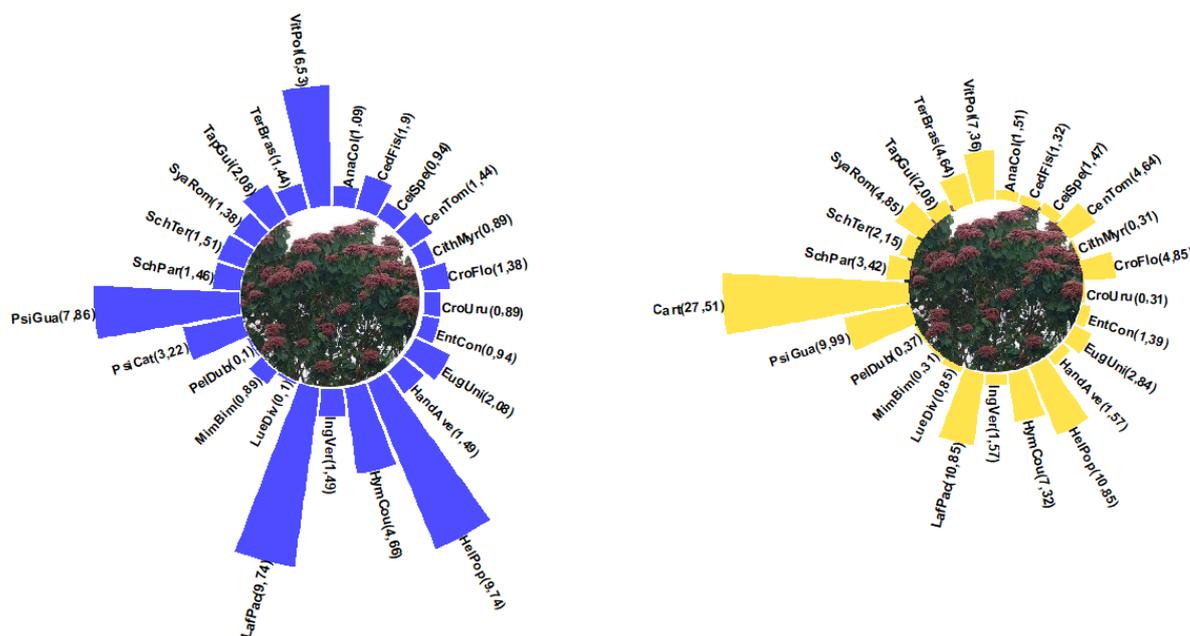


Figura 21 – Valores dos ISDI 1 (azul) e ISDI 2 (amarelo) em relação as espécies na Análise de Rede para *Heliocarpus popayanensis*. Nomes e acrônimos das espécies na Tabela 4.

Espécies como *Croton urucurana* apresentam alta dominância em plantios de restauração e relações positivas em relação à regeneração natural com destaque ao recrutamento de indivíduos (NÓBREGA, 2007; CAMPOS; MARTINS, 2016; LONDE; MESSIAS; DE SOUSA, 2020). Somado ao fato que apresenta crescimento rápido nas fases iniciais do plantio torna-se espécie considerada importante no recobrimento de áreas em restauração (LIMA et al., 2016), em especial, devido à sua adaptação e potencial de uso em diferentes tipos de ambientes, como em locais pantanosos (MARCONATO; MAIMONI-RODELLA; ATTANASIO, 2015). Nos plantios adensados, confirmou comportamento esperado como espécie recobrimento, porém apresentando grande amplitude de interação competitiva com outras espécies. Com destaque para a relação presente com *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez, na qual apresenta maior potencial competitivo para ISDI 1 e *Terminalia brasiliensis* Cambess. para ISDI 1 e ISDI 2 (Figura 22).

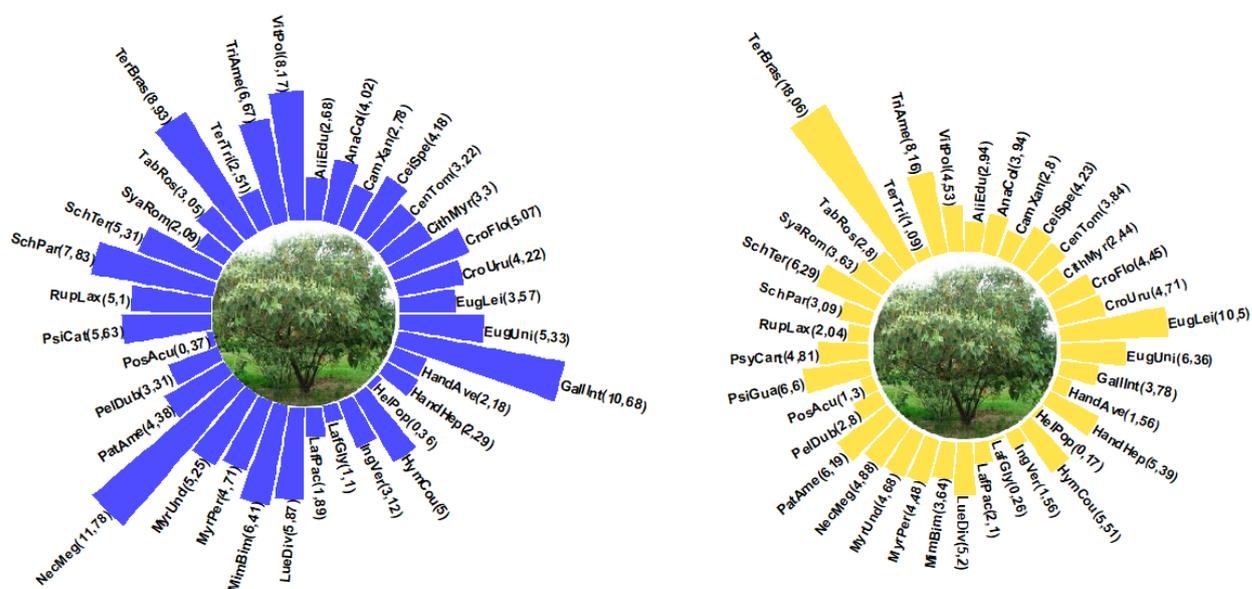


Figura 22 – Valores dos ISDI 1 (azul) e ISDI 2 (amarelo) em relação as espécies na Análise de Rede para *Croton urucurana*. Nomes e acrônimos das espécies na Tabela 4.

Dentre as espécies com maior habilidade competitiva, *Mimosa bimucronata* tem sido utilizada como espécie de preenchimento (NAVES; RODRIGUES, 2006) apresentando grande dominância em áreas de remanescentes em florestas estacionais semidecíduais (LONGHI et al., 2008) principalmente em estratos arbóreos e regenerativos (SEUBERT et al., 2017). Em relação ao plantio adensado a espécie foi a que mais apresentou amplitude do potencial competitivo em relação aos indivíduos vizinhos destacando sua relação com a espécie *Tapirira guianensis* Aubl. apresentando maior potencial competitivo em relação ao ISDI 1 e ISDI 2 (Figura 23) afetando o desenvolvimento de seus vizinhos.

Em relação às quatro espécies com alto valor de competição deve-se considerar que seu sucesso do estabelecimento pode estar ligado a mecanismos de inibição das demais espécies. Esta inibição ocorre principalmente por processos de competição inicial interespecífico, pelo estabelecimento na área, ou seja, as espécies em um primeiro momento tendem a ocupar o espaço físico disponível, onde, devido a um fator de recursos, uma determinada espécie responde em menor tempo (RICKLEFS, 2010). Porém, essa inibição é em certo grau momentânea e não provoca a exclusão total das demais espécies, principalmente pelo comportamento ecológico das mesmas, uma vez que a partir da implantação ocorre, de forma geral, o estabelecimento dos nichos ecológicos, permitindo assim a coexistência entre

os indivíduos (GIACOMINI, 2007). O fato de uma espécie ser classificada como de preenchimento, ou pioneira e/ou estruturante, não indica que deva ser utilizada extensivamente em plantios de restauração, como em relação à *M. bimucronata*, que apresenta de forma geral os maiores valores de DAC, altura e bifurcação. Estudos realizados com extratos de suas folhas, demonstrou potencial alelopático retardando a germinação e o processo de sucessão de outras espécies (PIÑA-RODRIGUES; LOPES, 2001; FERREIRA et al., 2010). Em contrapartida, espécies como *Croton urucurana* crescem, independentemente das relações com as espécies que a cercam, como gramíneas exóticas (FRAGOSO et al., 2016), ou como a *Guazuma ulmifolia* que apresenta baixos índices de mortalidade (GAMA; FERREIRA; JESUS, 2020).

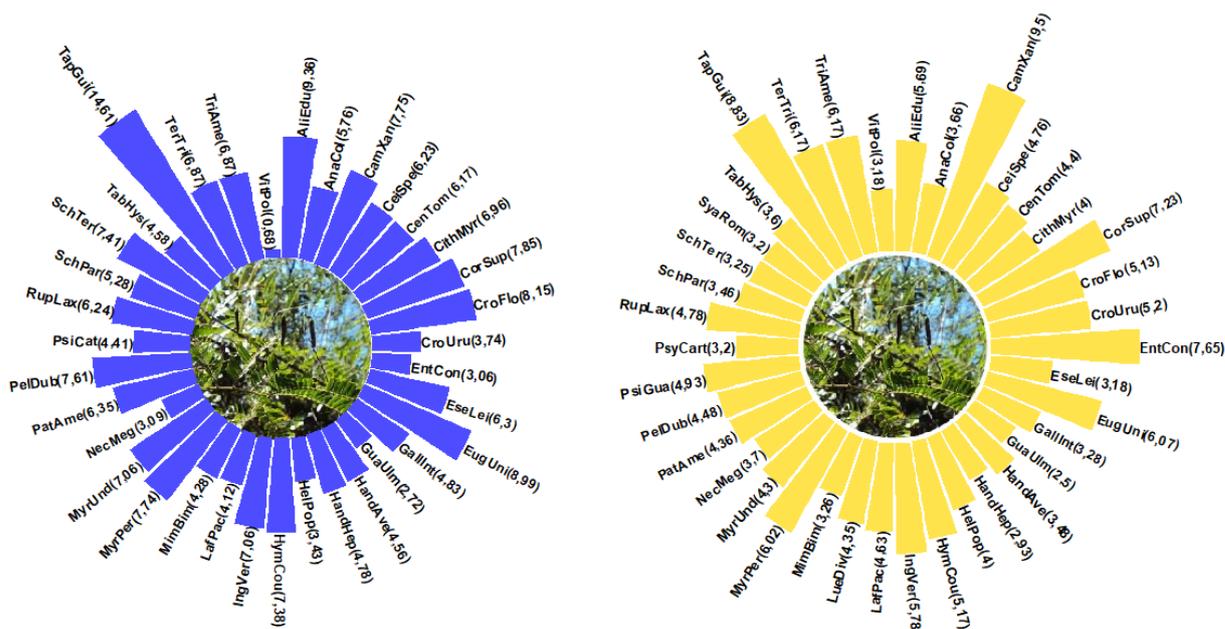


Figura 23 – Valores dos ISDI 1 (azul) e ISDI 2 (amarelo) em relação as espécies na Análise de Rede para *Mimosa bimucronata*. Nomes e acrônimos das espécies na Tabela4.

Espécies como *Croton urucurana*, *Guazuma ulmifolia*, *Heliocarpus popayanensis*, *Mimosa bimucronata* responderam à densidade no sentido do crescimento e estabelecimento, uma vez que sua resposta demonstra que, na área, são espécies que dominam o estrato superior e mediano, além de apresentarem tendência à bifurcação, principalmente nos indivíduos de maior altura, como no caso da *Mimosa bimucronata* ($\bar{H}= 7,8m$) e *Croton urucurana* ($\bar{H}= 8,3m$). A questão chave é que estas espécies têm sido plantadas em alta densidade e frequência em plantios de restauração na Floresta Atlântica. Os dados obtidos evidenciam seu alto

potencial competitivo e que afeta o desenvolvimento das espécies ao seu redor. Por isso, embora estas espécies sejam importantes devido ao seu rápido crescimento, por proporcionar o recobrimento da área e por serem capazes de promover a estruturação inicial da área, sua utilização deve ser realizada em baixa densidade e frequência pois são também eficientes em suas habilidades competitivas afetando o desenvolvimento das espécies próximas.

6. CONCLUSÕES

Em relação aos resultados obtidos pode-se concluir que:

- Em plantios adensados e diversos, características de estabelecimento como a bifurcação são expressas em espécies de maior potencial competitivo.
- Após um período de oito anos da implantação do sistema observa-se que dentro do processo sucessional a restauração encontra-se estruturada principalmente em relação a multicamadas.
- Espécies identificadas como de maior habilidade competitiva como *Croton urucurana*, *Guazuma ulmifolia*, *Heliocarpus popayanensis*, *Mimosa bimucronata* se mostraram capazes de afetar o desenvolvimento das espécies em sua vizinhança e, por isto, devem ser usadas de forma cuidadosa na restauração.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Áreas de restauração devem ser manejadas de forma a apresentarem sucesso pela superação de filtros ambientais. Plantios adensados apresentam a característica de suprimir filtros ambientais de caráter vegetativo, como espécies de gramíneas invasoras da área, que não permitem o estabelecimento inicial das árvores. No estudo foi confirmada a premissa de que no plantio adensado a competição iniciou-se em menor tempo em relação ao plantio onde o espaçamento entre indivíduos é maior. Esse comportamento competitivo no início do processo de sucessão promoveu a resposta inicial das espécies principalmente pelo autodesbaste reduzindo a densidade de indivíduos.

A mortalidade, contudo, não se mostrou associada à riqueza ou mesmo à densidade das espécies presentes na área. Embora a mortalidade seja considerado um evento densidade-dependente, os fatores como o crescimento em altura e diâmetro, a presença de bifurcação e a competição estimada por meio dos índices de competição foram os fatores que mais afetaram o comportamento das espécies. O número de bifurcações incide significativamente nas relações de competição, demonstrando que nas fases iniciais espécies arbóreas que apresentam estrutura bifurcada e, conseqüentemente maior arranjo de copa, se sobressaem com o adensamento das espécies na área e tendem a apresentar maior potencial competitivo.

Os valores dos índices de competição ISDI 1 e 2 quando observados em conjunto permitiram distinguir as espécies com habilidade competitiva em relação às demais. Os índices demonstraram que aos oito anos existem espécies que apresentaram ISDI 1 e 2 relativamente baixos e estão sob pressão competitiva. Porém deve-se observar que existem características intrínsecas das espécies e que, mesmo apresentando baixos valores de competição não estão necessariamente em processo de senescência ou sofrendo exclusão competitiva.

Outra relação a ser observada é a utilização dos índices. Na literatura a utilização dos índices de competição teve seu início para florestas plantadas de espécies comerciais como *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp. Porém seu uso em florestas naturais ou em áreas de restauração é recente e deve ser usada com atenção uma vez que os índices em si não levam em consideração os fatores ecológicos das espécies fazendo com que suas interpretações promovam o entendimento de apenas parte das relações presentes na floresta. Em contrapartida seu uso é interessante em áreas de restauração pois pode demonstrar em conjunto com outras variáveis um retrato do processo de sucessão do período analisado e assim, futuramente, permitir entender

quais possíveis relações a área está sendo influenciada ou quais operações dentro da restauração podem ser realizadas para observar o andamento dos comportamento das espécies em relação ao processo de sucessão.

Em relação aos sistemas de classificação analisados, constatou-se que, para algumas espécies, a classificação com base nos grupos sucessionais foi a que permitiu diferenciar as respostas, embora a classificação por grupos de plantio tenha pressupostos similares, baseados na função e no comportamento de crescimento das espécies. A distinção do comportamento das espécies de preenchimento e diversidade foi a que apresentou maior dispersão em relação às variáveis estudadas, evidenciando a necessidade de refinamento na descrição e classificação deste agrupamento. Por sua vez, a análise baseada da trajetória da restauração evidenciou o predomínio de espécies com papel de estruturantes na área, já aos oito anos de idade, o que pode confirmar os pressupostos apontados para o modelo avaliado (MIYAWAKI, 1999).

A análise das relações intraespecíficas das espécies identificadas com maior habilidade competitiva *Croton urucurana*, *Guazuma ulmifolia*, *Heliocarpus popayanensis*, *Mimosa bimucronata* evidenciou que estas influenciaram outras espécies no local. O presente trabalho desta forma auxiliou na compreensão da resposta das espécies competidoras em relação ao seu comportamento em plantios adensados. Foi possível mensurar as respostas competitivas sobre aquelas espécies que respondem mais rapidamente na fase de estabelecimento da floresta. Assim futuramente pretende-se entender como identificar índices de competição que tragam além das relações de crescimento outras características importantes como relações ecológicas mensuráveis pelos índices de competição.

8. REFERÊNCIAS

ACOSTA, A. L.; D'ALBERTAS G. C. F.; MELINA, S. L.; SARAIVA, A. M.; METZGER, J. P. W. Gaps and limitations in the use of restoration scenarios: a review, **Restoration Ecology**. v. 26, n. 6, p. 1108-1119, 2018.

ALEXANDER, S.; ARONSON, J.; WHALEY, O.; LAMB, D. The relationship between ecological restoration and the ecosystem services concept. **Ecology and Society**, v. 21, n. 1, 2016.

ALMEIDA, D.S. Modelos de recuperação ambiental. In: Recuperação ambiental da Mata Atlântica [online]. **Rev. and Enl.** Ilhéus, BA: Editus, ed. 3, p. 100-137. 2016a.

ALMEIDA, D.S. Alguns princípios de sucessão natural aplicados ao processo de recuperação, In: Recuperação ambiental da Mata Atlântica [online], **Rev, and Enl, Ilhéus**, BA: Editus, v.3, p. 48-75, ISBN 978-85-7455-440-2, 2016b.

ALMEIDA, C.; VIANI, R. A. G.; BRANCALION, P.H.S. Competição por recursos entre uma trepadeira (*Calopogonium mucunoides* Desv.) e uma árvore (*Guazuma ulmifolia* Lam.): implicações para o manejo de fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual degradados. **Revista Ciência, Tecnologia & Ambiente (online)**, v. 4, p. 30-37, 2016.

ALTIVO, F.S; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. Funcionalidade ecológica da restauração de áreas degradadas no bioma mata atlântica, Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 43, p. 17-31, 2017.

AKAIKE, H. A new look at the statistical model identification. **IEEE Transactions on Automatic Control.**, Boston, v.19, n.6, p.716-723, Dec. 1974.

ANDRADE, G. K. O.; FERREIRA, R. A.; FERNANDES, M. M.; SILVA, T. R.; SOUZA, I. B. A.; MAGALHÃES, J. S. . Regeneração natural em área de reflorestamento misto com espécies nativas no município de Laranjeiras, SE. **Amazonian journal of agricultural and environmental sciences / revista de ciências agrárias**, v. 61, p. 1-9, 2018.

ARAÚJO, G. H. de S.; ALMEIDA, J. R. de; GUERRA, A. J. T. **Gestão Ambiental de Áreas Degradadas**. 4. Ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 320 p., 2009.

ARAÚJO, R. S. Chuva de sementes e deposição de serrapilheira em três sistemas de revegetação de áreas degradadas na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ. 2002. 92 f. **Dissertação** (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Seropédica, 2002.

ATTIWILL, P. M. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. **Forest Ecology and Management**, v. 63, p. 247 – 300, 1994.

BARBOSA, L. M.; SHIRASUNA R. T.; LIMA F. C.; ORTIZ P. R. T.; BARBOSA K. C.; BARBOSA T. C. **Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2017. 344p.

BASTIN, J.; FINEGOLD, Y.; GARCIA, C.; MOLLICONE, D.; REZENDE, M.; ROUTH, D.; ZOHNER, C. M.; CROWTHER, T.W.. The global tree restoration potential, **Science**. v. 05 , n. 365, p. 76-79, 2019.

BAKER, T. R.; SWAINE, M. D.; BURSLEM, D. F. R. P. Variation in tropical forest growth rates: combined effects of functional group composition and resource availability. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v.6, n. 2, p.21-36, 2003.

BARBOSA NETO, V. C.; CABRAL, J. J. S. P.; OLIVEIRA, A. L. Protocolo de avaliação rápida do estado de conservação de um trecho de mata ciliar do rio Sirinhaém (PE). **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v.8, n.3, p.64-77, 2017

BAZZAZ, E. A.; PICKETT, S. T. A. Physiological ecology of tropical succession: A comparative review. **Ann. Rev. Ecol. Syst.**, v.11, p. 287-310, 1980.

BELLA, I. E. A new competition model for individual trees. **Forest Science**, v.17, p.364–372, 1971.

BEGON, M.; TOWNSEND, C.R. & HARPER, J.L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**, 4 ed. Porto Alegre: Artmed. 752 p., 2007.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. Piracicaba, SP. Livro ceres, 1985. 392 p.

BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Avaliação e Monitoramento de Áreas em Processo de restauração, In: Sebastião Venâncio Martins, (Org.), **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**, 1ªed, Viçosa: UFV, v. 1, p. 262-293, 2012.

BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 432p., 2015.

BRANCALION, H. P.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, Y. P.; NAVE, G. A.; GANDARA, B. F.; BARBOSA, L. M.; TABARELLI, M. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais diversas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 455 - 470, 2010.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Câmara dos Deputados, Brasília, DF, 25 mai. 2012.

BRASIL. Intended Nationally Determined Contribution (INDC): Towards achieving the objective of the United Nations Framework Convention on Climate Change. Brasília: República Federativa do Brasil, 2015.

BROOKER, R. W., MAESTRE, F. E., CALLAWAY, R. M., LORTIE, C. J., CAVIERES, L., KUNSTLER, G; LIANCOURT, P.; TIELBÖRGER, K.; TRAVIS, J. M. J.; ANTHELME, F.; ARMAS, C.; COLL, L.; CORCKET, E.; DELZON, S.; FOREY, E.; KIKVIDZE, Z.; OLOFSSON, J.; PUGNAIRE, F.; QUIROZ, C.L.; SACCONI, P.; SCHIFFERS, K.; SEIFAN,

M.; TOUZARD, B.; MICHALET, R. Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. **Journal of Ecology**. ed. 96, n.1, p. 18–34, 2008.

BIZUTI, D. T.G.; TANIWAKI, R.H.; SILVA, R.J.; COSTA, C.O. R.; RONCON, T.J.; VIANI, R.A.G.; BRANCALION, P.H.S. Influência da composição de espécies florestais no microclima de sub-bosque de plantios jovens de restauração. **Scientia Forestalis**, v. 44, p. 971-978, 2016.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes, **Turrialba**, v. 15, n. 1, p. 40-42, 1965.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach**, 2 ed. New York: Springer-Verlag, 488 p., 2002.

CASTRO, C. R. T. Competição entre plantas com ênfase no recurso luz, **Revista Ciência Rural**, Santa Maria - RS, v. 26, n.1, p. 167-174, 1996.

CASTRO, R. V. O.; SOARES, C, P, B,; LEITE, H, G,; SOUZA, A, L,; MARTINS, F, B,; NOGUEIRA, G, S,; OLIVEIRA, M, L, R,; SILVA, F. Competição em nível de árvore individual em uma floresta estacional semidecidual, **Silva Lusitana**, v. 22, p. 43-66, 2014.

CALLAWAY, R. M.; WALKER, L. R. Competition and Facilitation: A synthetic approach to interactions in plant communities. **Ecology**, v.78, n.7, p. 1958-1965, 1997.

CÂNDIDO, G. A.; NÓBREGA, M. M.; FIGUEIREDO, M. T. M.; SOUTO MAIOR, M. M. Avaliação da sustentabilidade de unidades de produção agroecológicas: um estudo comparativo dos métodos idea e mesmis. **Ambiente & Sociedade**, v. 18, p. 99-120, 2015.

CAMPOS, W.H.; MARTINS, S.V. Natural regeneration stratum as an indicator of restoration in area of environmental compensation for mining limestone, municipality of Barroso, MG, Brazil. **Revista Árvore**, vol. 40, n. 2, p. 189-196, 2016.

CHAPMAN, H.H. & MEYER, W.H. **Forest mensuration**. McGraw-Hill, New York, 1949. 522p.

CHASSOT, F. F.D., FINGER, C.A.G., LONGHI, S.J. Modelos de crescimento em diâmetro de árvores individuais de *Araucária angustifolia* (Bertol.) Kuntze em floresta ombrófila mista. **Ciência Florestal**, v. 21,n. 2, p. 303-313, 2011.

CHAZDON, R. L. Regeneração de florestas tropicais. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. **Cienc. Nat.**, Belém, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.

CHAZDON, R. L. Chance and determinism in tropical forest succession. In: CARSON, W. P.; SCHNITZER, S. A (Ed.). **Tropical forest community ecology**. Sussex: BlackWell, p. 384-408, 2008.

CLARK, D.A.; CLARK, D.B. Getting the canopy: tree height growth in a neotropical rain forest. **Ecology**, v. 82, n.5, p.1460-1472, 2001.

COATES, K. D.; CANHAM, C. D.; LEPAGE, P. T. Above versus below ground competitive effects and responses of a guild of temperate tree species. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 97, n. 1, p. 118-30, 2009.

COLMANETTI, M.A.A.; BARBOSA, L.M. Fitossociologia e estrutura do estrato arbóreo de um reflorestamento com espécies nativas em Mogi-Guaçu, SP, Brasil. **Hoehnea**. v.40, v.3, p. 419-435, 2013.

CONTRERAS, M.A.; AFFLECK, D.; CHUNG, W. Evaluating tree competition indices as predictors of basal area increment in western Montana forests, **Forest Ecology and Management**. v.262, n.11, p. 1939-1949, 2011.

CORBIN, J. D.; HOLL, K. D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Forest Ecology and Management**, ed. 256, p. 37 – 46, 2012.

CORNWELL, W. K., SCHWILK, D. W., & ACKERLY, D. D. A Trait-Based Test for Habitat Filtering : Convex Hull Volume Stable, **Ecology**, ed. 87, v.6, p. 1465–1471, 2006.

COUTINHO, P.R.O.S.; VALCARCEL, R.; RODRIGUES, P.J.F.P.; BRAGA, J.M.A. Restauração passiva em pastagens abandonadas a partir de núcleos de vegetação na Mata Atlântica, Brasil. **Ciencia Florestal**, v. 29, p. 1307-1323, 2019.

CRAINE, J. M.; DYBZINSKI, R. Mechanisms of plant competition for nutrients, water and light. **Functional Ecology**, v.27, n.4, p. 833-840, 2013.

DIAS, J.; SURIAN, T.; MANTOANI, M.C.; PEREIRA, L.C.S.M.; TORENZAN, J.M.D. Crescimento de *Megathyrsus maximus* (capim-colonião) e duas espécies nativas arbóreas em diferentes condições ambientais. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 46, n. 3, p. 325-333, 2016.

DOWNING, D.; JEFFREY, C. **Estatística Aplicada**. Trad. Alfredo Alves de Farias. 3. ed. São Paulo: Saraiva, 2011, 351p.

DRAPER, N. & SMITH, H. **Applied Regression Analysis**. 2 ed. John Wiley and Sons, New York, USA, 1981.

DURIGAN, G.; ENGEL, V. L.; TOREZAN, J. M. D.; MELO, A. C. G.; MARQUES, M. C. M.; MARTINS, S. V.; REIS, A.; SCARANO, F. R. Normas jurídicas para a restauração ecológica: Uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, v. 34, n.3, p. 471-485, 2010.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y.; DE OLIVEIRA, R.E.; DE MORAES, **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**, Botucatu (SP), Brasil, Editora FEPAF, p. 1-26, 2003.

EIRAS E PAIVA, R. V.; RIBEIRO, J. H. C.; CARVALHO F. A. Estrutura, diversidade e heterogeneidade do estrato regenerante em um fragmento florestal urbano após 10 anos de sucessão florestal. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 45, n. 3, p. 535 - 544, 2015.

FERNANDES, G.; FREITAS, N.; PIÑA-RODRIGUES, F. Cobertura florestal ou função ecológica: a eficácia da restauração na bacia do rio Sorocaba e médio Tietê. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais** (Online), n. 44, p. 127-145, 2017.

FERRAZ, S.; BRANCALION, P. H. S.; GUILLEMOT, J.; MELI, P. On the Need to Differentiate the Temporal Trajectories of Ecosystem Structure and Functions in Restoration Programs. **Tropical Conservation Science**, v.13, p.1-6, 2020.

FERREIRA, E. G. B.S.; MATOS, V. P.; SENA, L. H. M.; SALES, A. G. F. A. Efeito alelopático do extrato aquoso de sabiá na germinação de sementes de fava. **Ciência Agrônômica (UNESP Jaboticabal)**, v. 41, n.3, p. 463-467, 2010.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **The State of the World's Forests**, 2020. 214p.

FRAGOSO, R. O.; TEMPONI, L. G.; PEREIRA, D. C.; GUIMARAES, A. T. B. Recuperação de área degradada no domínio floresta estacional semidecidual sob diferentes tratamentos. **Ciencia florestal**, v. 26, n.3, p. 699-711, 2016.

FRANCISCO, T.M.; GARBIN, M.L.; CASTANHO, C.T.; RUIZ-MIRANDA, C. R. An overview on epiphytism as a direct mechanism of facilitation in tropical forests. **Tropical Ecology**, v. 59, v.1, p. 1–9, 2018.

GALETTI, G.; SILVA, J. M. S.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; PIOTROWISKI, I. Análise multicriterial da estabilidade ecológica em três modelos de restauração florestal. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, v.48, n.1, p.142-157, 2018.

GANDOLFI, S.; ANDREZZA, B.; RODRIGUES, R.R. Inserção do conceito de grupos funcionais na restauração, baseada no conhecimento da biologia das espécies. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Orgs.). **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. 1. ed. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. v.1, p.67-81.

GAMA, D. C.; FERREIRA, R. A.; JESUS, J. B. Establishment of native forest species in riparian recovery forest in the piauitinga river, Sergipe, Brazil. **Floresta**, v. 50, n.2, p. 1325-1334, 2020.

GIACOMINI, H.C. Os mecanismos de coexistência de espécies como vistos pela teoria ecológica. **Oecol. Bras.**, v.11, n. 4, p. 521-543, 2007.

GERBER, D.; KIWARA, T. Y.; SOUZA, P. R.; LUBKE, M.; VISMARA, E. S.; BECHARA, F. C. Canopy cover and invasive grasses effects in distinct ecological restoration technologies: 5-y monitoring in a Brazilian subtropical forest. **Acta Biológica Catarinense**, v. 4, n.2, p. 54-59, 2017.

GLOVER, G.R.; HOOL, J.N., A basal area ratio predictor of loblolly pine plantation mortality. **Forest Science**, v. 25, n. 2, p. 275-282. 1979.

GOMES, J. M.; CARVALHO, J. O. P.; SILVA, M. G.; NOBRE, D. N. V.; TAFAREL, M.; FERREIRA, J. E. R.; SANTOS, R. N. J. Sobrevivência de espécies arbóreas plantadas em clareiras causadas pela colheita de madeira em uma floresta de terra firme no município de Paragominas na Amazônia brasileira. **Acta Amazonica**, v. 40, n.1 p., 171-178, 2010.

GFW - Global Forest Watch. "Tree cover loss in Brazil". [2019]. Disponível em: www.globalforestwatch.org. Acessado em: 29/05/2020.

GUJARATI, D. N.; PORTER, D. C. **Econometria Básica**. 5a Ed., Porto Alegre: Bookman, 2011.

GUO, X.F. Effects of different Forest Reconstruction methods on characteristics of understory vegetation and soil quality. **Applied Ecology and Environmental Research**. v.16, n.6, p.7501-7517, 2018.

HIGUCHI, P.; SILVA, A. C.; FERREIRA, T. S.; SOUZA, S.T.; GOMES, J. P.; SILVA, K. M.; SANTOS, K. F.; BERNDT, E. J.; SOUZA JUNIOR, J. O.; GOIS, D. T.; WEIDUSCHAT, F. Florística e estrutura do componente arbóreo e relação com variáveis ambientais em um remanescente florestal em Campos Novos - SC. **Ciência Florestal**, v. 26, p. 35-46, 2016.

HOLL, K.; BRANCALION, P. M. S. Tree planting is not a simple solution. **Science**; v. 368, n. 6491, p. 580-581, 2020.

HORTAL, S.; LOZANO, Y. M.; BASTIDA, F.; ARMAS, C.; MORENO, J. L. GARCIA, C. PUGNAIRE, F.I. Plant-plant competition outcomes are modulated by plant effects on the soil bacterial community. **Scientific Reports**, v.7, n.17756, p.1-9, 2017.

IMANA-ENCINAS, J.; CONCEIÇÃO, C.A.; SANTANA, O.A.; IMAÑA C. R.; PAULA, J.E. Distribuição diamétrica de um fragmento de Floresta Atlântica no município de Santa Maria de Jetibá, ES. **Floresta**, Curitiba, v. 43, n. 3, p. 385-394, 2013.

ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; NAVE, A.G.; GANDOLFI, S. Diagnóstico ambiental das Áreas a serem restauradas visando a definição de metodologias de restauração florestal. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Orgs.). **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. 1. ed. São Paulo: Instituto BioAtlântica, v.1, p.128-146, 2009.

ISOGAI, T. List of species planted in environmental protection forests in the amazon delta region. **Eco-habitat**, v.3, p. 57 – 60, 1996.

JACKSON, D.A. Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. **Ecology**, v. 74, n.8, p.2204-2214, 1993.

JOHNSON, P. S.; SHIFLEY, S. R.; ROGERS, R. **The ecology and silviculture of oaks**. New York: CABI, p.544, 2002.

KAGEYAMA, P.Y.; BIELLA, L.C.; PALERMO JÚNIOR, A. Plantações mistas com espécies nativas com fins de proteção a reservatório. In: CONGRESSO FLORESTAL BRISILEIRO, 6., 1990, Campos do Jordão. **Anais...** São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, p. 109-112, 1990.

KASSAMBARA, A. **Practical Guide to Principal Component Methods in R. Multivariate Analysis II**. Shtda, ed 1, p. 29, 2017.

KLIPPEL, V. H.; PEZZOPANE, J. E. M.; SILVA, G. F.; CALDEIRA, M. V. W.; PIMENTA, L. R.; TOLEDO, J. V. Avaliação de métodos de restauração florestal de mata de Tabuleiros-ES. **Revista Árvore**, v. 39, n.1, p. 69-79, 2015.

KRONKA, F. J. N.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K.; KANASHIRO, M. M.; SHIN-IKE, M. S.; PAVÃO, M.; DURIGAN, G.; LIMA, L. M. P. R.; GUILLAUMON, J. R.; BAITELLA, J. B.; BORGIO, S. C.; MANETTI, L. A.; BARRADAS, A. M. F.; FUKUDA, J. C.; SHIDA, C. N.; BARBOSA, O.; SOARES, A. P. **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente/Instituto Florestal, 2005. 200p.

LAURANS, M.; HÉRAULT, B.; VIEILLEDENT G.; VINCENT, G. Vertical stratification reduces competition for light in dense tropical forests. **Forest Ecology and Management**, v. 329, n.1, p. 79–88, 2014.

LELES, P. S. S.; ABAURRE, G. W.; ALONSO, J. M.; NASCIMENTO, D. F.; LISBOA, A. C. Crescimento de espécies arbóreas sob diferentes espaçamentos em plantio de recomposição florestal. **Scientia Forestalis (IPEF)**, v. 39, n. 90, p. 231-239, 2011.

LEYSER, G.; ZANIN, E. M.; BUDKE, J. C.; MELLO, M. A.; HENKE-OLIVEIRA, C. Regeneração de espécies arbóreas e relações com componente adulto em uma floresta estacional no vale do rio Uruguai, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n.1, p. 74-83, 2012.

LIMA, J. A.; SANTANA, D.G.; NAPPO, M.E. Comportamento inicial de espécies na revegetação da mata de galeria na Fazenda Mandaguari em Indianópolis-MG. **Revista Árvore**, v. 33, n.4, p. 685-694, 2009.

LIMA, P. A. F.; ALBUQUERQUE, L. B.; MALAQUIAS, J. V.; GATTO, A.; AQUINO, F. G. Eficiência de regenerantes como indicador de restauração ecológica no Cerrado, Brasil. **Revista de Ciências Agrárias (Lisboa)**, v. 39, n.3, p. 437-446, 2016.

LONDE, V.; MESSIAS, M.C.T.B.; DE SOUSA, H. C. Vegetation restoration is associated with increasing forest width. **New Forests**, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11056-020-09786-2>

LONG, W.; ZANG, R.; DING, Y.; HUANG, Y. Effects of Competition and Facilitation on Species Assemblage in Two Types of Tropical Cloud Forest. **Plos One**. v. 8, n. 4, p. e60252. 2013.

LONGHI, S.J.; BRENA, D.A.; SCIPIONI, M.C.; GIACOMOLLI, L.Z.; DELIBERALI, G.D.; LONGHI, R.V.; MASTELLA, T. Caracterização fitossociológica do estrato arbóreo em um remanescente de floresta estacional semidecidual, em Montenegro, RS. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.38, n.6, p.1630-1638, 2008.

LÓPEZ-RIDAURA, S. L.; MASERA, O.; ASTIER, M. Evaluating the sustainability of complex socio-environmental systems the MESMIS framework. **Ecological Indicators**, v. 35, p. 1-14, 2002.

LORENZO, L.; CAMPAGNARO, V.H. Litterfall production as a function of planting seedlings system in a two years forest restoration area in the coastal - plain of Caraguatatuba, São Paulo, Brazil. **Revista Árvore**, v. 41, n.3., p. e410319, 2018.

LUGO, A. E. Effects of Extreme Disturbance Events: From Ecesis to Social–Ecological–Technological Systems. **Ecosystems**, p.1-22, 2020.

LUSTOSA JUNIOR, I. M.; CASTRO, R. V. O.; GASPAR, R. O.; AQUINO, F. G.; ARAUJO, J. Competition Indexes to Evaluate Tree Growth in a Semi-Deciduous Seasonal Forest. **FLORAM**, v. 26, n.4, p. e20160107, 2019.

LÖF, M.; MADSEN, P.; METSLAID, M.; WITZELL, J.; JACOBS, D.F. Restoring forests: regeneration and ecosystem function for the future. **New Forests**. v. 50, p.139–151, 2019.

MACIEL, M. N. M.; WATZLAWICK, L. F.; SCHOENINGER, E. R.; YAMAJI, F. M. Efeito da radiação solar na dinâmica de uma floresta. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, v. 4, n.1, p. 101-114, 2002.

MANLY, B.J.F. **Métodos estatísticos multivariados**, 3ª Edição, Porto Alegre: Bookman, 2008. 229 p.

MARCONATO, G. M.; MAIMONI-RODELLA, R.C. S.; ATTANASIO, C.M. Evaluation of Four Methods for Restoring a Degraded Swamp Forest. **Open Journal of Forestry**, v. 05, n.5, p. 500-509, 2015.

MACHADO, M.R.; PIÑA-RODRIGUES, F.C.V.; PEREIRA, M. Produção de serapilheira como bioindicador de recuperação em plantio adensado de revegetação. **Rev. Árvore**, v.32, n.1, 2008.

MARCUZZO, S. B.; ARAÚJO, M. M.; GASPARIN, E. Plantio de espécies nativas para restauração de áreas em unidades de conservação: Um estudo de caso no Sul do Brasil **Floresta**, Curitiba, PR, v. 45, n. 1, p. 129-140, 2015.

MARTIN, D., Ecological restoration should be redefined for the twenty-first century. **Restoration Ecology**, vol. 25, n.5,p. 668-673, 2017.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa: Aprenda Fácil/Centro de Produções Técnicas, 146 p, 2001.

MARTINS, F. B.; SOARES, C. P.B.; LEITE, H. G.; SOUZA, A.L.; CASTRO, R. V. O. Índices de competição em árvores individuais de eucalipto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n.9, p. 1089-1098, 2011.

MARTINS, S. V.; MIRANDA NETO, A.; RIBEIRO, T. M. Uma abordagem sobre diversidade e técnicas de restauração ecológica. In: Sebastião Venâncio Martins. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Restauração ecológica de ecossistemas degradados. 1ed.Viçosa, MG: Editora UFV, v. 1, p. 17-40, 2012.

MÄKINEN, H. Possibilities of competition indices to describe competitive differences between Scots pine families. **Silva Fennica**. v. 31, n.1, p 43-52, 1997.

MAZZANATTI, T.; CALZAVARA, A. K.; PIMENTA, J. A.; OLIVEIRA, H. C.; STOLFMOREIRA, R.; BIANCHINI, E. Light acclimation in nursery: morphoanatomy and ecophysiology of seedlings of three light-demanding neotropical tree species. **Brazilian Journal of Botany**, v. 39, n.1, p. 19-28, 2015.

MEA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being: the assessment series**. Washington, D.C., 2005.

MELLO, A. C. G.; DARONCO, C.; SCORZONI, D.; DURINGAN, G. Atributos de espécies arbóreas e a facilitação da regeneração natural em plantio heterogêneo de mata ciliar. **Sci. For.**, Piracicaba, v. 43, n. 106, p. 333-344, 2015.

MERCURIO, R. What does forest restoration mean in Italy? **Journal of Mediterranean Ecology**. v. 16, n.1, p. 27-36, 2018.

MIECOANSKI, F. R.; PALAVECINI, A. C. Área de reserva legal: a percepção dos pequenos proprietários rurais de Francisco Beltrão. **Agropampa: revista de gestão do agronegócio**. v.1, n.1, p. 100-113, 2020.

MIRANDA, J.C. Sucessão Ecológica: Conceitos, Modelos e Perspectivas. **SabBios: Ver. Saúde e Biol**. v. 4, n.1, p. 31 – 37, 2009.

MIRANDA, C. C.; DONATO, A.; FIGUEIREDO, P.H.A.; BERNINI, T. A.; ROPPA, C. TRECE, I.B.; BARROS, L.O. Levantamento fitossociológico como ferramenta para a restauração florestal da Mata Atlântica, no Médio Paraíba do Sul. **Ciência Florestal**, v. 29, n.4, p. 1601-1613, 2019.

MIYAWAKI A. Restoration of evergreen broadleaved forests in the Pacific region. In: Wali MK (ed) **Ecosystem rehabilitation, ecosystem analysis and synthesis**, SPB Academic Publishing, The Hague, v. 2, p 233–245. 1992.

MIYAWAKI, A.; GOLLEY, F. B. Forest reconstruction as ecological engineering. **Ecological Engineering**, v. 2, n.4, p.333-345. 1993.

MIYAWAKI, A. Creative ecology: restoration of native forests by native trees. **Plant Biotechnol**, v. 16, n.1, p.15-25, 1999.

MIYAWAKI A Restoration of living environment based on vegetation ecology: theory and practice. **Ecol Res**, v.19, n.1, p.83–90. 2004.

MIYAWAKI, A.; ABE, S. Public awareness generation for the reforestation in Amazon tropical lowland region, **Tropical Ecology**, v, 45, n, 1, p, 59-65, 2004.

MOJENA, P.A.; DALL'AGUA, A.C.; FREESE, C.R.; MOJENA, A.A.S. Avaliação da regeneração natural em um fragmento de floresta secundária no município de Feliz Natal – MT. **Sci. Elec. Arch**. v. 11, n.2, p. 16 - 26, 2018.

MORAES, L.F.D.; ASSUMPCÃO, J.M.; LUCHIARI, C.; PEREIRA, T.S. Plantio de espécies arbóreas nativas para a restauração ecológica na reserva biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**. v.57, n.3, p. 477-489, 2006.

NASCIMENTO, D. F.; LELES, P. S. S.; OLIVEIRA NETO, S. N.; MOREIRA, R. T. S.; ALONSO, J. M. Crescimento inicial de seis espécies florestais em diferentes espaçamentos. **CERNE**, v. 18, n.1, p. 159-165, 2012.

NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. Combination of species into filling and diversity groups as forest restoration methodology. In: Rodrigues, R.R., Martins, S.V., Gandolfi, S. (Eds.). **High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas**. Nova Science Publishers, New York, p. 103–126. 2006.

NEWNHAM, R.M. AND SMITH, J.H.G. Development and testing of stand models for Douglas fir and lodgepole pine. **For. Chron**. v. 40, p. 494-502, 1964.

NOFFS, P. S. Áreas degradadas, In: NOFFS, P. S.; GALLI L. F.; GONÇALVES, J. C. **Recuperação de áreas degradadas da Mata Atlântica**. 2 ed., São Paulo. CESP, p.12-21, 2000.

NORDER, LA. As propostas de restauração de florestas no Brasil (1912 - 1944). **História Revista**, v. 22, n.1, p. 121–143, 2017.

NÓBREGA, A. M. F.; VALERI, S. V.; PAULA, R.C; SILVA, S.A.; RÊGO, N.H. Uso da fitossociologia na avaliação da efetividade da restauração florestal em uma várzea degradada do Rio Mogi Guaçu, SP. **Scientia Forestalis**, v. 75, n.51, p. 51-63, 2007.

OLIVEIRA, R. E.; ENGEL, V. L. A Restauração Florestal na Mata Atlântica: três décadas em revisão. **Revista Ciência, Tecnologia & Ambiente**, v. 5, n.1m p. 40-48, 2017.

OLIVEIRA, M.C.; SILVA JUNIOR, M.C. Evolução Histórica das teorias de sucessão vegetal e sus processos. **Revista CEPPG – CESUC – Centro de Ensino Superior de Catalão**, n 24, p. 104 – 118, 2011

PAUSAS, J.G.; VERDÚ, M. Fire reduces morphospace occupation in plant communities. **Ecology**, v.89, n.8, p. 2181–2186, 2008.

PEDERSEN, R. O.; TERJE GOBAKKEN, E. N.; BOLLANDSAS, O. M. On the evaluation of competition indices: the problem of overlapping samples, **Forest Ecology and Management**, v. 310, p. 120-133, 2013.

PIOTROWSKI, IVONIR. Aptidão de espécies florestais para a restauração ecológica em áreas de Floresta Estacional. 2016. 43f. **Dissertação** (Mestrado em Planejamento e Uso dos Recursos Renováveis) – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2016.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; LOPES, B. M. Potencial alelopático de *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth sobre sementes de *Tabebuia alba* (Cham.) Sandw. **Floresta e Ambiente, Instituto de Florestas**, v.8, n1, p. 130 - 136, 2001.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; COSTA, L.G.S.; REIS, A. Estratégias de estabelecimento de espécies arbóreas e o manejo de florestas tropicais, In: Congresso Florestal Brasileiro, Campos do Jordão, **Anais do VI Congresso Brasileiro Florestal**, São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, p, 677-684, 1990.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; REIS, L.L.; MARQUES, S. S. Sistemas de plantio adensado para a revegetação de áreas degradadas da Mata Atlântica: bases ecológicas e comparações de custo-benefício com o sistema tradicional, **Revista Floresta e Ambiente**, v.4, n.1, p. 30-41, 1997.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; SILVA, J. M.; PIOTROWSKI, I.; GALETTI, G.; LOPES, G. R.; FRANCO, F. S.; ALVARES, S. M. R. Protocolo de Monitoramento de Funcionalidade Ecológica de Áreas de Restauração. 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2324.1681>>. Acesso em: 05 de maio de 2020.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SOROCABA. Plano Diretor Ambiental de Sorocaba, Volume 1, Perfil do Município, 2011, Disponível em: <<http://meioambiente.sorocaba.sp.gov.br/gestaoambiental/wp-content/uploads/sites/4/2015/12/pda-finalvoli.pdf>> Acesso em: 26/07/2019.

PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Editora Rodrigues; 2001. 327p.

PRUSKY, F. F. Conservação de solo e água: Práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica. Viçosa. Ed. UFV. p.279, 2009.

RECH, C. C. C.; SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; SCHIMALSKI, M. B.; PSCHIEDT, F.; SCHMIDT, A. B.; ANSOLIN, R. D.; BENTO, M. A.; MISSIO, F. F.; LOEBENS, R. Avaliação da Restauração Florestal de uma APP Degradada em Santa Catarina. **Revista Floresta e Ambiente**, v.22, n.2, p. 194-203, 2015.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R.; TRENTIN, B. E. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciênc. Florest.** v. 24, n.2, Santa Maria, 2014.

REN, H.; YANG, L.; LIU, N. Nurse plant theory and its application in ecological restoration in lower subtropics of China. **Progress in Natural Science**, v. 18, n.2, p. 137–14, 2008.

RESENDE, A. S.; LELES, P. S. S. O problema do controle de plantas daninhas na restauração florestal. In: RESENDE, A. S.; LELES, P. S. S. (Orgs.). **Controle de plantas daninhas em restauração florestal**. 1 ed. Brasília: EMBRAPA, v.1, p.13 – 26, 2017.

RICKLEFS, R.E. **A Economia da Natureza**, 6 ed, Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 536p., 2010.

RICKEN, P.; HESS, A.F.; BORSOI, G. A. Relações biométricas e ambientais no incremento diamétrico de *Araucaria angustifolia* no planalto Serrano Catarinense. **Ciência Florestal**, v. 28, n.4, p. 1592-1603, 2018.

RODRIGUES, E. **Ecologia da Restauração**. Editora Planta, Londrina, 300p, 2013.

RODRIGUES, A. B. M.; GIULIATTI, N. M.; JÚNIOR, A.P. Aplicação de metodologias de recuperação de áreas degradadas nos biomas brasileiros. **Braz. Ap. Sci. Rev.** Curitiba, v. 4, n. 1, p.333-369, 2020.

RODRIGUES, C.L.; QUEDA, O.; MARTINS, R.B. Participação dos proprietários rurais em restauração da mata ciliar: uma proposta metodológica. In: CONGRESSO DA SOBER, 43., 2005. Ribeirão Preto. **Anais...** Ribeirão Preto: SOBER, 20p., 2005.

ROLIM, S. G.; COUTO, H.T.Z.; JESUS, R.M. Mortalidade e recrutamento de árvores na floresta atlântica em Linhares (ES). **Scientia Forestalis**, v. 55, n.1, p. 49-69, 1999.

RSTUDIO TEAM, RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA Disponível em: <http://www.rstudio.com/>. Acesso em: 15 de fevereiro de 2020.

RUSCHEL, A. R.; MANTOVANI, M.; REIS, M. S.; NODARI, R. O. Caracterização e dinâmica de duas fases sucessionais em Floresta Secundária da Mata Atlântica. **Árvore**, Viçosa-MG, v.33, n.1, p.101-115, 2009.

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

SALOMÃO, R. P.; BRIENZA JÚNIOR, S.; ROSA, N. A. Dinâmica de reflorestamento em áreas de restauração após mineração em unidade de conservação na Amazônia. **Revista Árvore**, v. 38, n.1, p. 1-24, 2014.

SANTOS, K. F.; FERREIRA, T. S.; SILVA, A. C.; HIGUCHI P.; VANDRESEN, P. B.; COSTA, A.; SPADA, G.; SCHMITZ V.; SOUZA, F. Regeneração natural do componente arbóreo após a mortalidade de um maciço de taquara em um fragmento de floresta ombrófila mista em Lages - SC. **Ciência Florestal**, v. 25, n.1, p. 107-117, 2015.

SANTOS, J. S. P.; NAVA, R. A.; FIGUEIREDO, L. T. M.; ARAUJO JUNIOR, C. A.; SOUZA, D. V. Índices de competição em árvores individuais em floresta Ombrófila Densa, PA, **Anais...** In: VII Congresso Florestal Latino-Americano, 2018, Vitória, Even3, 2018.

SICSÚ, A. L. **Credit Scoring: Desenvolvimento, Implantação, Acompanhamento**. São Paulo: Blucher, 200p. 2010.

STAGE, A.R.; LEDERMANN, T. Effects of competitor spacing in a new class of individual tree indices of competition: semi-distance-independent indices computed for Bitterlich versus fixed-area plots, *Canadian Journal of Forest Research*, v,38, p,890-898, 2008.

SANTOS-FILHO, F. S.; SOARES, C. J. R. S.; SILVA, A. C. R.; QUEIROZ, Y. D. S.; HONORIO, S. S.; SILVA, F. F. Síndromes de Polinização e de Dispersão das Espécies Lenhosas nos Parques Ambientais em Teresina, Piauí, Brasil. **Revista Equador**, v. 5, n.3, p. 360-374, 2016.

SANTOS, K. F.; FERREIRA, T. S.; HIGUCHI, P.; SILVA, A. C.; VANDRESEN, P. B.; COSTA, A.; SPADA, G. SCHMITZ, V.; SOUZA, F. Regeneração natural do componente arbóreo após a mortalidade de um maciço de taquara em um fragmento de Floresta Ombrófila mista em Lages – SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 1, p. 107-117, 2015.

SCHIRONE, B.; SALIS, A.; VESSELA, F. Effectiveness of the Miyawaki method in Mediterranean forest restoration programs. **Landscape Ecol. Eng.**, v.7, n.1, p.81–92. 2011.

SEUBERT, R.C.; MAÇANEIRO, J. P.; SCHORN, L. A.; SEBOLD, D.C. Regeneração natural em diferentes períodos de abandono de áreas após extração de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden, em argissolo vermelho-amarelo álico, em Brusque, Santa Catarina. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 1, p. 1-19, 2017.

SILVA, L. F.; SOUZA, A. L.; SOARES, C. P. B. ; GONCALVES, L. E. S. ; REIS, L. P. Avaliação de métodos de seleção de competidores em nível de árvore individual em uma Floresta Estacional Semidecidual. **Revista Árvore**, v. 39, n.6, p. 1119-1125, 2015.

SHIXIONG, C.; LU, C.; YUE, H. Optimal Tree Canopy Cover during Ecological Restoration: A case Study of Possible Ecological Threshold in Changting, China. **BioScience**, v. 67, n. 3, p. 221-232, 2017.

SOARES, A.A.V.; BOTELHO, S.A.; DAVIDE, A.C.; FARIA, J.M.R. Influence of ecological group composition, plantation spacing and arrangement in the restoration of riparian forest on reservoir shores. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 4, p. 1107-1118, 2016.

SOUZA, G. M.; RIBEIRO, R. V. Respostas fisiológicas às variações ambientais de espécies tropicais arbóreas de diferentes classes sucessionais: alterações na fluorescência da clorofila, trocas gasosas e dissipação térmica. In: PRADO, CHB A; CASALI, CA **Fisiologia Vegetal: práticas em relações hídricas, fotossíntese e nutrição mineral**. Barueri: Manole, páginas???. 2008.

SOARES-FILHO, B.; RAJAO, R.; MACEDO, M. ; CARNEIRO, A. ; COSTA, W. ; COE, M. ; RODRIGUES, H. ; ALENCAR, A. . Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, v. 344, n.1, p. 363-364, 2014.

SPURR, S.H.; BARNES, B.V. **Forest Ecology**. New York: Ronald Press, 1980. 687p.

SCHILLING, A. C.; SCHNEIDER, P. R.; HASELEIN, C. R.; GUIMARAES FINGER, C. A. Influência de diferentes intensidades de desrama sobre a porcentagem de lenho tardio e quantidade de nós da madeira de primeiro desbaste de *Pinus elliottii* Engelman. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 8, n. 1, p.115-127, 1998.

STAGE, A.R.; LEDERMANN, T. Effects of competitor spacing in a new class of individual tree indices of competition: semi-distance-independent indices computed for Bitterlich versus fixed-area plots, **Canadian Journal of Forest Research**, v.38, n.4, p.890-898, 2008.

SWAINE, M. D. & WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forest. **Vegetatio**, v.75, n.1, p. 81-86, 1988.

TOYOTA DO BRASIL, Toyota realiza plantio de 45 mil árvores em Sorocaba. Disponível em: < www.toyotaimprensa.com.br>. Acessado em: 11/04/2020.

TSYGANOV, A. N.; KUPRIYANOV, D. A.; BABESHKO, K. V.; BORISOVA, T. V.; CHERNYSHOV, V. A.; VOLKOVA, E. M.; CHEKOVA D. A.; MAZEI, Y. A.; NOVENKO, E. Y. Autogenic and allogenic factors affecting development of a floating Sphagnum-dominated peat mat in a karst pond basin. The Holocene. Sage, p. 1 – 10, 2018.

TOLEDO, P.E.N & MATTOS, Z.P.B. Aspectos Econômicos da questão de restauração da áreas degradadas. In: P.Y. KAGEYAMA, R.E. OLIVEIRA, L.F.D. MORAES, V.L. ENGEL & F.B. GANDARA (Orgs). Restauração ecológica de ecossistemas naturais. FEPAF, Botucatu, p.207-236, 2008.

TOMAÉL, M. I.; MARTELETO, R. M. Redes sociais de dois modos: aspectos conceituais. **Transinformação**, v. 25, n.3, p. 245-253, 2013.

TOMÉ, M.; BURKHART, H. E. Distance-dependent competition measures for predicting growth of individual trees. **Forest Science**, v. 35, n. 3, p. 816-831, 1989.

TRAUTENMÜLLE, J.W.; BORELLA, J.; WOYCIKIEWICZ, A.P.F.; JUNIOR, S.C.; MINATTI, M. Estrutura diamétrica de um fragmento de floresta Ombrófila mista, em estágio inicial de regeneração sob domínio da espécie *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton. **BIOFIX. Scientific Journal**. v. 3 n. 2 p. 273-278, 2018.

VALLADARES, F.; LAANISTO, L.; NIINEMETS, Ü.; ZAVALA, M. A. Shedding light on shade: ecological perspective of understorey plant file. **Plant Ecology & Diversity**, v.9, n.3, p. 237 – 251, 2016.

VANCLAY J. K. Spatially-explicit competition indices and the analysis of mixed species plantings with the Simile modelling environment. **Forest Ecology and Management**, v. 233, n. 2, p. 295–302, 2006.

VOLPATO SCCOTI, MARTA S.; ARAUJO, M. M.; WENDLER, C. F.; LONGHI, S. J. Mecanismos de regeneração natural em remanescente de Floresta Estacional Decidual. **Ciência Florestal**, v. 21, n.3, p. 459-472, 2011.

WALKER, L. R.; MORAL, R. Primary Succession. In: eLS. John Wiley & Sons, Ltd: Chichester, 2011.

WEINER, J. Competition Among Plants. *Treballs de la SCB*. Vol. 44, 99-109, 1993.

WHITMORE, T.C. Gaps in the forest canopy, In: TOMLINSON, P. B. ZIMMERMANN, M.H. (Ed.), **Tropical Trees as Living Systems**, Cambridge: Cambridge University Press, p. 639-655, 1978.

YANG, X.; YAN, E.; CHANG, S. X.; DA, L.; WANG, X. Tree architecture varies with forest succession in evergreen broad-leaved forests in Eastern China. **Trees**, v. 29, n.1, p. 43–57, 2015.

ZANINE, A. M.; SANTOS, E. M. Competição entre espécies de plantas – Uma revisão. *Revista da FZVA. Uruguaiana*, v.11, n.1, p. 10-30. 2004.

ZHANG, R; TIELBÖRGER, K. Density-dependence tips the change of plant–plant interactions under environmental stress. **Nature Communications**, v. 11, n. 2532, p. 1-9, 2020.

APÊNDICE

APÊNDICE A – Tabela para a análise de correlação, regressão linear múltipla e análise de componentes principais (PCA)

	Cod	CS	Apt	Grp	DAC	H	Bif	S	Den	Mor	ISDI 1	ISDI 2
1	AliEdu	NP	EST	DIV	18,064	3,409	0,000	6,182	7,000	0,000	0,427	1,120
2	AnaCol	P	EST	DIV	37,943	5,158	2,000	6,405	7,797	5,926	2,299	2,500
3	AnnCor	NP	FAC	DIV	15,500	2,800	0,000	6,000	6,000	63,600	0,783	2,033
4	BauFor	P	EST	PRE	57,400	8,500	0,000	5,500	7,000	14,286	6,576	5,002
5	CamXan	NP	EST	DIV	18,856	1,543	0,000	6,286	8,143	7,143	0,455	0,338
6	CecPac	P	SEN	DIV	43,289	4,700	0,000	4,500	5,000	92,700	3,157	2,688
7	CedFis	P	EST	DIV	21,567	1,367	0,000	5,667	7,333	26,667	0,344	0,185
8	CeiSpe	P	EST	PRE	28,496	3,163	0,000	6,594	7,719	29,070	1,159	0,935
9	CenTom	P	EST	DIV	29,475	4,266	0,000	6,105	8,684	13,889	1,420	2,244
10	CithMyr	P	EST	DIV	26,393	3,047	0,000	6,594	7,563	22,835	1,198	0,972
11	CorSell	P	EST	PRE	38,700	4,750	0,000	7,000	8,000	7,143	1,384	2,021
12	CorSup	P	EST	PRE	43,480	4,833	2,000	6,500	7,833	12,500	1,821	1,600
13	CroFlo	P	EST	PRE	33,244	3,947	0,000	6,895	8,211	12,418	1,742	1,360
14	CroUru	P	EST	PRE	53,762	6,579	5,000	6,586	7,448	17,143	4,748	4,188
15	DodVis	P	FAC	PRE	43,500	5,000	2,000	7,500	9,000	50,000	2,368	2,631

16	EntCon	P	EST	PRE	29,050	2,617	0,000	6,833	7,667	0,000	1,570	1,445
17	EryMul	P	FAC	DIV	38,157	3,950	0,000	7,000	9,000	52,600	1,524	1,187
18	EseLei	NP	EST	DIV	21,600	2,800	0,000	8,000	8,667	22,222	0,702	1,032
19	EugLei	NP	EST	DIV	20,176	2,740	0,000	7,600	9,000	8,333	0,334	0,928
20	EugUni	NP	EST	DIV	19,980	2,013	3,000	5,744	7,465	11,538	0,564	0,389
21	GallInt	P	EST	DIV	20,683	1,920	0,000	6,769	8,000	11,111	0,647	0,334
22	GuaUlm	P	EST	PRE	59,443	5,540	0,000	6,800	7,600	12,000	5,509	5,783
23	HandAve	NP	EST	DIV	15,969	2,089	0,000	6,750	7,500	23,529	0,496	0,482
24	HandHep	NP	EST	DIV	25,355	3,883	2,000	6,833	8,167	0,000	0,636	1,111
25	HelPop	P	EST	PRE	47,845	6,582	0,000	6,182	7,545	35,622	3,420	6,318
26	HymCou	NP	EST	DIV	18,069	1,514	0,000	7,022	8,130	16,923	0,400	0,249
27	IngVer	P	EST	PRE	37,784	5,140	2,000	6,291	7,818	4,819	2,449	3,123
28	LafPac	P	EST	DIV	24,480	2,741	2,000	6,056	7,444	8,000	0,773	0,801
29	LafGly	P	EST	DIV	7,958	1,700	2,000	4,000	5,000	0,000	0,207	0,944
30	LueDiv	P	EST	PRE	41,662	4,864	3,000	6,340	7,830	17,391	3,187	2,757
31	MimBim	P	EST	PRE	57,726	7,396	7,000	6,540	7,920	0,000	5,996	4,232
32	MyrUnd	NP	EST	DIV	17,427	2,727	2,000	7,273	7,727	10,000	0,496	0,559
33	MyrPer	NP	EST	DIV	17,083	2,207	0,000	7,357	8,143	25,000	0,520	0,479
34	NecMeg	NP	EST	DIV	14,000	1,920	0,000	7,600	8,600	42,647	0,229	0,330
35	PatAme	P	EST	DIV	23,479	2,982	2,000	7,091	8,515	4,478	0,680	0,878

36	PelDub	P	EST	DIV	36,323	5,359	0,000	6,588	7,176	15,116	2,138	2,615
37	PosAcu	NP	EST	DIV	10,571	2,075	0,000	6,250	8,000	44,444	0,127	0,467
38	PsiCat	P	FAC	DIV	17,287	1,370	0,000	7,000	7,500	53,700	0,452	0,144
39	PsiGua	NP	EST	DIV	19,821	1,813	0,000	6,757	8,486	8,584	0,456	0,353
40	PsyCart	NP	FAC	DIV	28,000	1,200	0,000	5,000	5,000	50,000	0,510	0,138
41	RupLax	NP	EST	DIV	21,550	2,905	2,000	7,105	8,000	0,000	0,547	0,676
42	SchMol	P	EST	PRE	22,300	2,400	0,000	7,667	8,333	41,176	0,330	0,394
43	SchTer	P	EST	PRE	50,226	5,717	2,000	6,306	7,222	26,339	3,395	3,432
44	SchPar	P	EST	DIV	42,323	5,373	0,000	6,405	7,784	22,157	2,764	2,280
45	SenMul	P	FAC	PRE	62,861	6,750	4,000	5,500	5,500	53,700	7,117	4,392
46	SolPse	NP	SEN	PRE	19,099	1,300	0,000	6,500	7,000	91,700	0,242	0,162
47	SyaRom	P	EST	DIV	45,100	3,858	0,000	6,167	8,083	5,000	2,172	1,140
48	TabRos	NP	EST	DIV	16,767	2,617	0,000	7,333	8,167	3,846	1,126	1,455
49	TabHys	P	EST	PRE	21,050	2,275	0,000	5,750	6,000	20,000	0,627	0,430
50	TapGui	P	FAC	PRE	19,652	2,524	0,000	7,000	7,800	71,900	0,439	0,432
51	TerBras	NP	EST	DIV	25,646	3,767	0,000	6,417	9,167	3,333	1,897	3,049
52	TerTri	NP	EST	DIV	15,438	1,363	0,000	6,375	8,500	14,286	0,277	0,222
53	TriAme	NP	EST	DIV	22,785	3,111	0,000	7,000	8,250	16,216	0,734	1,330
54	VitPol	NP	EST	DIV	23,481	2,833	0,000	5,778	6,667	10,256	0,569	0,647

CS = Classes de Sucessão, NP – Não-pioneiras, P – Pioneiras; Apt = Classes de Aptidão, EST – Estruturantes, FAC – Facilitadoras, SEN – Sensíveis; Grp = Grupos de Plantio, DIV – Diversidade, PRE – Preenchimento, DAC, Altura (H), Bifurcação (bif), Riqueza (S), Densidade (Den), Mortalidade (Mor), ISDI 1 e 2.

APÊNDICE B – Tabela para a Análise de Rede, relação dos ISDI 1 para quarto espécies selecionadas em relação as suas espécies vizinhas do levantamento

SP	AliEdu	AnaCol	CamXan	CedFis	CeiSpe	CenTom	CithMyr	CorSup	CroFlo	
GuaUlm	10,2874	0	0	8,00256	5,22028	3,59219	3,94867	0	5,94945	
Helpop	0	1,09464	0	1,90171	0,94986	1,44117	0,89837	0	1,38953	
CroUru	2,68011	4,02626	2,78822	0	4,18075	3,22822	3,3038	0	5,07488	
MimBim	9,36576	5,76277	7,7524	0	6,23113	6,17565	6,96928	7,85521	8,15095	Cont.

CroUru	EntCon	EseLei	EugLei	EugUni	GallInt	GuaUlm	HandAve	HandHep	HelPop	
0	0	0	0	10,0814	0	7,50667	0	10,2874	4,7259	
0,8984	0,94986	0	0	2,08849	0	0	1,49343	0	9,74813	
4,2231	0	0	3,5738	5,33769	10,687	0	2,18533	2,29825	0,3639	
3,7461	3,06564	6,30147	0	8,99477	4,83579	2,72827	4,56739	4,78336	3,43898	Cont.

HymCou	IngVer	LafGly	LafPac	LueDiv	MimBim	MyrPer	MyrUnd	NecMeg	PatAme	
4,588	3,59219	0	1,7187	5,17924	0,15312	0	0	1,36854	5,21449	
4,6618	1,49343	0	9,74813	0,10078	0,89837	0	0	0	0	
5,0002	3,12805	1,10575	1,89293	5,87539	6,41902	4,71636	5,25415	11,7821	4,38668	
7,3848	7,06615	0	4,12313	0	4,28063	7,74269	7,06143	3,09497	6,35332	Cont.

PelDub	PosAcu	PsiCat	PsiGua	RupLax	SchPar	SchTer	SolPse	SyaRom	TabHys	
0,2771	0	10,2874	0	1,01702	0	0	10,0814	0	15,0744	
0,1008	0	3,2275	7,86268	0	1,46208	1,51917	0	1,38953	0	
3,3145	0,37807	5,63774	0	5,10826	7,83248	5,31075	0	2,09603	0	

7,6146	0	4,41398	0	6,24481	5,28652	7,41273	0	0	4,5869	Cont.
--------	---	---------	---	---------	---------	---------	---	---	--------	-------

TabRos	TapGui	TerBras	TerTri	TriAme	VitPol
0	0	0	0	4,7259	6,69245
0	2,08849	1,44117	0	0	6,53235
3,0514	0	8,93271	2,51124	6,67607	8,17915
0	14,6194	0	6,8774	6,8774	0,68822

APÊNDICE C – Tabela para a Análise de Rede, relação dos ISDI 2 para quarto espécies selecionadas em relação as suas espécies vizinhas do levantamento

SP	AliEdu	AnaCol	CamXan	CedFis	CeiSpe	CenTom	CithMyr	CorSup	CroFlo
GuaUlm	7,43802	2,66757	0	8,10379	4,24253	3,61661	9,16415	0	2,34982
Helpop	0	1,51493	0	1,32506	1,47165	4,64864	0,3136	0	4,85698
CroUru	2,94442	3,94875	2,80107	0	4,23057	3,84859	2,44533	0	4,45356
MimBim	5,69725	3,66456	9,50397	0	4,76302	4,40223	4,00467	7,23383	5,13871

cont.

CroUru	EntCon	EseLei	EugLei	EugUni	GallInt	GuaUlm	HandAve	HandHep	HelPop
0	0	0	0	4,54693	0,22644	1,04705	0	5,05279	0
0,3136	1,39835	0	0	2,84105	0	0	1,57732	0	10,853
4,7189	0	0	10,5068	6,36437	3,7824	0	1,56386	5,39296	0,17426
5,2059	7,65517	3,18878	0	6,07147	3,28865	2,50058	3,48948	2,934	4

cont.

HymCou	IngVer	LafGly	LafPac	LueDiv	MimBim	MyrPer	MyrUnd	NecMeg	PatAme
9,0083	3,61661	0	11,4728	1,66661	3,71755	0	0	1,32835	8,51171
7,3298	1,57732	0	10,853	0,85188	0,3136	0	0	0	0
5,5163	1,56739	0,26986	2,10133	5,20186	3,64362	4,48071	4,68783	4,88801	6,19245
5,1735	5,78812	0	4,63499	4,35779	3,26494	6,02403	4,30007	3,70068	4,36139

cont.

PelDub	PosAcu	PsiGua	PsyCart	RupLax	SchPar	SchTer	SolPse	SyaRom	TabHys
9,0689	0	7,43802	0	9,8333	0	0	4,54693	0	15,7436
0,3787	0	9,99717	27,5195	0	3,42011	2,15635	0	4,85698	0
2,8011	1,30968	6,60018	4,81505	2,04022	3,0971	6,29137	0	3,63123	0
4,485	0	4,93403	3,2066	4,78534	3,46512	3,25995	0	3,2066	3,6033

cont.

TabRos	TapGui	TerBras	TerTri	TriAme	VitPol
4,3034	0	0	0	26,7539	7,87754
0	2,08305	4,64864	0	0	7,36155
2,8011	0	18,0693	1,09838	8,16386	4,53511
0	8,83724	0	6,1737	6,1737	3,18878