



Universidade de Brasília
Instituto de Biologia
Departamento de Botânica
Programa de Pós-Graduação em Botânica

**Avaliação de *Solanum lycocarpum* A. St.-Hil. (Solanaceae) e de
poleiros artificiais como facilitadores na restauração de área
perturbada de Cerrado sentido restrito.**

Fábio Barbosa Passos
Orientador: Dr. José Felipe Ribeiro

**Brasília-DF
2009**

Fábio Barbosa Passos

Avaliação de *Solanum lycocarpum* A. St.-Hil. (Solanaceae) e de poleiros artificiais como facilitadores na restauração de área perturbada de Cerrado sentido restrito.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Botânica da Universidade de Brasília, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Mestre em Botânica.

Orientador: Dr. José Felipe Ribeiro

Brasília
2009

Fábio Barbosa Passos

Avaliação de *Solanum lycocarpum* A. St.-Hil. (Solanaceae) e de poleiros artificiais como facilitadores na restauração de área perturbada de Cerrado sentido restrito.

Dissertação aprovada junto ao Programa de Pós Graduação em Botânica da Universidade de Brasília como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Botânica.

Banca Examinadora:

Dr. José Felipe Ribeiro
Universidade de Brasília/ Embrapa Sede
Orientador

Dr.^a Fabiana Góis de Aquino
Embrapa Cerrados – CPAC
Membro Titular

Dr. Rodrigo Studart Corrêa
Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília
Membro Titular

Dr. Evandro Luiz Mendonça Machado
Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília
Suplente

Brasília, janeiro de 2009

Passos, Fábio Barbosa

Avaliação de *Solanum lycocarpum* A. St.-Hil. (Solanaceae) e de poleiros artificiais como facilitadores na restauração de área perturbada de Cerrado sentido restrito. 2009 – 87p.

Dissertação (Mestrado) Universidade de Brasília, departamento de Botânica, 2009.

Orientação: Dr. José Felipe Ribeiro

1. Restauração de Áreas Perturbadas.

A todos aqueles que acreditaram em mim e na realização desse trabalho

Agradecimentos

Agradeço primeiramente a todos aqueles que me apoiaram na realização desse projeto e que depositaram confiança nos momentos mais difíceis. Ao bom Deus. Agradeço a compreensão dos meus pais por compreender a minha dedicação a esse trabalho. Agradeço aos meus irmãos que de uma forma ou de outra me ajudaram a concluir meus objetivos acadêmicos.

A minha família por me incentivaram a fazer o que eu gosto. Agradeço aos meus avós maternos que não estão mais aqui com a gente, principalmente ao meu avô que indiretamente me encaminhou ao gosto pelas plantas e o cuidado com a natureza nas nossas longas conversas noite a fora e na minha formação como cidadão também.

Agradeço os meus colegas e professores da graduação que mesmo distante sempre me apoiaram com pensamentos positivos e com ensinamentos. Agradecimento especial aos colegas Andrei (Adam Sandler), Sil, ao Wellington (filho do pai) e Tammys pela colaboração em campo.

A Yumi (Guria do Morro) pelas ajudas ortográficas das espécies, pelas constantes conversas de apoio, pelas risadas e pela eterna disposição em ajudar.

Aos colegas de mestrado Jú (sorriso alfa), Plauto (cara de *Myrcia*), Sabrina (cara de rupestre e carbono), a Maria Raquel (Apiaceae) e Emilia (cearagirl). Ao DR Rossatto, Tamiel, Fred e Fabrício (Los Hermanos) pelos fortes conselhos sobre o trabalho. Ao Lú (sempre disposto em colaborar com discussões). A Andréia (menininha) pelas conversas filosóficas sobre as coisas e tudo. A Camila Lopes pelas ajudas em campo e discussões para a realização desse trabalho. A Raiane (sorriso florestal) pela colaboração em campo e pela filosofia nas conversas. Ao Zé Baiano (José Paulo) e a Camila (CAM) pela amizade e discussões da vida. Aos colegas da botânica, ecologia, engenharia florestal, zoologia, geografia e geologia, cujos nomes não precisam citar, pois essa página não caberia a infinidade de nomes a ser citados. Mesmo assim peço muito obrigado a todos esses que colaboraram na realização deste e pelos momentos de muitas risadas e pelas conversas de apoio durante esses dois anos.

Aos estagiários Walmir, Laysla e Márcia pelas enormes colaborações na coleta de dados no campo e identificações das espécies. A Márcia pela sua colaboração, compreensão e boa vontade em aprender e ajudar.

A galera da capoeira e ao professor Marcos Vinicius, Vampirinho, pelos jogos nas rodas e, assim, propiciar a manter minha saúde física e mental sempre ligado à atividade física.

Aos especialistas botânicos João Bernardo Bringel (Embrapa Cenargen), Carolyn Elinore Barnes Proença (UnB) e ao Christopher William Fagg (UnB) pelas identificações.

À Embrapa Cerrado pelo apoio parcial na realização das coletas de dados, principalmente aos técnicos do laboratório de biologia vegetal, senhores Paixão e Néilson, pela enorme colaboração e ensinamentos no campo. A Dr^a Fabiana Aquino pela sua serenidade e paciência na colaboração com discussões na metodologia e nos resultados desse trabalho.

Ao INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) pela liberação do espaço para a realização dessa pesquisa e pela colaboração financeira para a compra de materiais. Especial agradecimento ao Sr. Antenor, à Jeane, ao Linaldo e ao Sr. Ribamar, sempre dispostos e animados na colaboração desse trabalho.

À UnB por proporcionar o meu crescimento como cientista e como cidadão nesses anos de estudos e trabalho. A CAPES pela concessão a bolsa de estudo. Agradecimento especial ao meu orientador, Dr. José Felipe Ribeiro, pelas orientações, ensinamentos e conversas transcendentais depois do expediente, finais de semana e feriados.

Ao Dr Mário Barroso, da Conservação Internacional, que foi um grande mestre e contribuiu muito para a minha formação profissional com seus ensinamentos. Aos professores Felipe e Cynthia, do Colégio Sigma, pelas oportunidades e ensinamentos. À professora Carol Proença e o Carlos Alberto Correia, por me receberem e colaborarem na fase inicial da minha vida acadêmica.

A todos os outros que não citei seus nomes aqui, pois cada um sabe o quanto sou grato pelas ajudas, mesmo que mínimas. Os agradecimentos não se resumem a esse papel, mas sim nos resultados encontrados nesse trabalho e durante a minha carreira profissional.

Muito obrigado a todos!!!!!!!

Sumário

Lista de tabelas.....	ii
Lista de figuras.....	iii
Resumo.....	v
Abstract	vii
1. Introdução Geral	01
2. Revisão bibliográfica	04
2.1. O bioma Cerrado.....	04
2.2. Nucleação e Facilitação	06
2.3. Restauração e regeneração	10
2.4. Sucessão ecológica.....	13
3. Justificativa.....	15
4. Objetivo	16
3.1. Objetivos específicos.....	16
5. Hipóteses	17
6. Material e método.....	18
6.1. Área de estudo.....	18
6.2. Histórico da área.....	18
6.3. Descrição dos agentes nucleadores.....	20
6.4. Métodos.....	20
6.5. Coleta de Dados.....	22
6.6. Índice de Associação.....	23
6.7. Análise estatística.....	24
7. Resultados	25
7.1. Riqueza e abundância de espécies.....	26
7.2. Análise de similaridade.....	30
7.3. Riqueza e abundância em relação ao hábito, ao ambiente de origem e ao grupo funcional de dispersão.....	46
7.4. Biometria.....	48
7.5. Cobertura.....	53
8. Discussão	56
9. Conclusões.....	61
10. Recomendações.....	62
11. Referências bibliográficas.....	63

Lista de tabelas

- Tabela 1.** Valores encontrados na área total e na área padronizada (50 m²) de riqueza e abundância e cobertura do solo (%). Valores de médias são seguidos do desvio-padrão (n = 10). Letras iguais juntos aos valores de média não apresentam diferença significativa e letras diferentes apresentam diferença significativa..... **25**
- Tabela 2.** Estimativa da riqueza de espécies por local amostrado padronizado em 50 m² nos limites internos e externos dos agentes nucleadores – *Solanum lycocarpum* e poleiros artificiais – e no limite do controle..... **27**
- Tabela 3.** Estimativa da abundância de espécies por local amostrado padronizado em 50 m² nos limites internos e externos dos agentes nucleadores – *Solanum lycocarpum* e poleiros artificiais – e no limite do controle..... **28**
- Tabela 4.** Riqueza de espécies no limites interno e externo de *S. lycocarpum* e do poleiro artificial e no limite do controle padronizadas em 50 m² de acordo com teste-Q pareado de Tukey (P < 0,05)..... **29**
- Tabela 5.** Abundância de espécies no limites interno e externo de *S. lycocarpum* e do poleiro artificial e no limite do controle padronizadas em 50 m² de acordo com teste-Q pareado de Tukey (P < 0,05)..... **29**
- Tabela 6.** Distribuição da abundância de indivíduos por família e espécie no grupo de origem na área total registradas no limite interno e externo de *S. lycocarpum* (*S. lycocarpum*) e poleiros artificiais (P. artificial) e no controle (contr.).
Legenda: Grupo de origem (ORIG) – nativo = NAT, invasora/ruderal = INV; Síndrome de dispersão (DISP) – autocoria = AUT, anemocoria = ANEMO, zoocoria = ZOO; Hábito (HAB) – erva = ERV, arbustivo = ARB e árvore = ARV; Limite interno = Int e Limite externo = Ext.... **31**
- Tabela 7.** Percentagem de solo exposto e da cobertura de espécies invasoras/ruderais, gramínea nativa, do estrato herbáceo-arbustivo e lenhosas nos limites internos e externos de *S. lycocarpum* e do poleiro artificial e no limite do controle. Médias seguidas de desvio-padrão. Letras iguais indicam que há diferença significativa e letras diferentes indicam que não há diferença significativa de acordo com o teste de Kruskal-Wallis seguido de Mann-Whitney e teste de Bonferroni (P < 0,05)..... **55**

Lista de figuras

Figura 1.	Localização do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) em Brasília, Distrito Federal (DF), Brasil.....	18
Figura 2.	(a) Localização das áreas de estudo no Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), Brasília, DF. (b) Localização da distribuição dos experimentos com <i>Solanum lycocarpum</i> (branco) poleiro artificial (vermelho) e área controle (amarelo) no INMET. Imagens retiradas no GoogleEarth em junho de 2008.....	19
Figura 3.	Definição esquemática dos limites interno e externo dos agentes nucleadores.....	21
Figura 4.	Definição da área do controle.....	22
Figura 5.	Estimativa das médias e desvios-padrão na riqueza de espécies, padronizadas em 50 m ² , observados nos limites interno (preto) e externo (branco) de <i>S. lycocarpum</i> (a) e do poleiro artificial (b) e no limite do controle (c).....	28
Figura 6.	Estimativa das médias e desvios-padrões de indivíduos, padronizadas em 50 m ² , observados nos limites interno (preto) e externo (branco) de <i>S. lycocarpum</i> (a) e dos poleiros artificiais (b) e no limite do controle (c).....	29
Figura 7.	Similaridade qualitativa de Sørensen entre as espécies observadas nos limites de <i>S. lycocarpum</i> , do poleiro artificial e do controle.....	38
Figura 8.	Similaridade qualitativa de Jaccard entre as espécies observadas nos limites de <i>S. lycocarpum</i> , do poleiro artificial e do controle.....	39
Figura 9.	Similaridade qualitativa de Sørensen entre as espécies observadas nos limites de <i>S. lycocarpum</i> e do controle.....	40
Figura 10.	Similaridade qualitativa de Jaccard entre as espécies observadas nos limites de <i>S. lycocarpum</i> e do controle.....	41
Figura 11.	Similaridade qualitativa de Sørensen entre as espécies observadas nos limites do poleiro artificial e do controle.....	42
Figura 12.	Similaridade qualitativa de Jaccard entre as espécies observadas nos limites do poleiro artificial e do controle.....	43
Figura 13.	Similaridade qualitativa de Sørensen entre as espécies observadas nos limites de <i>S. lycocarpum</i> e do poleiro artificial.....	44
Figura 14.	Similaridade qualitativa de Jaccard entre as espécies observadas nos limites de <i>S. lycocarpum</i> e do poleiro artificial.....	45

Figura 15. Estimativa da riqueza de espécies, em área padronizada de 50 m ² , do grupo funcional de dispersão (anemocoria, autocoria e zoocoria) nos limite interno e externo de <i>S. lycocarpum</i> e dos poleiros artificiais e no controle.....	46
Figura 16. Estimativa da abundância de espécies, em área padronizada de 50 m ² , do grupo funcional de dispersão (anemocoria, autocoria e zoocoria) nos limite interno e externo de <i>S. lycocarpum</i> e dos poleiros artificiais e no controle.....	47
Figura 17. Estimativa da riqueza de espécies, em área padronizada de 50 m ² , relativo ao ambiente de origem (nativas, invasoras/ruderais) nos limite interno e externo de <i>S. lycocarpum</i> e dos poleiros artificiais e no controle.....	48
Figura 18. Estimativa da abundância de espécies, em área padronizada de 50 m ² , relativo ao ambiente de origem (nativas, invasoras/ruderais) nos limite interno e externo de <i>S. lycocarpum</i> e dos poleiros artificiais e no controle.....	48
Figura 19. Distribuição diamétrica (cm) dos indivíduos lenhosos registrados no limite interno de <i>S. lycocarpum</i>	49
Figura 20. Distribuição de altura (m) dos indivíduos lenhosos registrados no limite interno de <i>S. lycocarpum</i>	49
Figura 21. Distribuição diamétrica (cm) dos indivíduos lenhosos registrados no limite externo de <i>S. lycocarpum</i>	50
Figura 22. Distribuição de altura (m) dos indivíduos lenhosos registrados no limite externo de <i>S. lycocarpum</i>	50
Figura 23. Distribuição diamétrica (cm) dos indivíduos lenhosos registrados no limite interno do poleiro artificial.....	51
Figura 24. Distribuição de altura (m) dos indivíduos lenhosos registrados no limite interno do poleiro artificial.....	51
Figura 25. Distribuição diamétrica (cm) dos indivíduos lenhosos registrados no limite externo do poleiro artificial.....	52
Figura 26. Distribuição de altura (m) dos indivíduos lenhosos registrados no limite externo do poleiro artificial.....	52
Figura 27. Distribuição diamétrica (cm) dos indivíduos lenhosos registrados no controle.....	53
Figura 28. Distribuição de altura (m) dos indivíduos lenhosos registrados no controle.....	53
Figura 29. Média e desvio padrão da cobertura percentual do solo, por diferentes grupos	54

observados nos limites de *S. lycocarpum*, do poleiro e do controle.....

Resumo

Solanum lycocarpum é espécie arbórea pertencente à família Solanaceae e popularmente conhecida como lobeira. Tem ocorrência rara na vegetação nativa, mas parece ser amplamente distribuída em ambientes perturbados da fisionomia Cerrado sentido amplo por ser espécie colonizadora inicial. Poleiros artificiais são estruturas que variam de tamanhos e formas, apresentam ramificações terminais, onde dispersores de sementes como aves e morcegos possam pousar e contribuir para a chegada de novos propágulos intensificando a chuva de sementes e a formação do banco de sementes. Assim, o objetivo desse estudo foi avaliar a influência da espécie *Solanum lycocarpum* e de poleiros artificiais como agentes nucleadores facilitadores no estabelecimento de novas espécies em um plantio de restauração em área perturbada adjacente a um remanescente de Cerrado sentido restrito. A riqueza e abundância de espécies, as síndromes de dispersão, o ambiente de origem das espécies, a distribuição diamétrica de indivíduos lenhosos e a cobertura percentual de ocupação do solo nos limite interno (sob a copa) e externo (fora da copa) de *S. lycocarpum* foram registradas. Esses registros foram comparados com locais com poleiros artificiais e em ambiente aberto sem a presença próxima de outras copas ou poleiros (controle). De maneira geral, os valores médios de riqueza e abundância de espécies sob a copa de *S. lycocarpum* ($25,4 \pm 4$ e $78,2 \pm 14,5$, respectivamente) e os valores de riqueza nos limites internos dos poleiros artificiais ($22,2 \pm 5,6$) foram significativamente superiores que os valores nos limites externos e na área controle. Assim, os valores de riqueza e abundância média registrados nos limites externos da copa de *S. lycocarpum* ($11,5 \pm 2,8$ e $43,1 \pm 11,8$), do poleiro artificial ($12,8 \pm 2,7$ e $47,9 \pm 11,8$), do limite do controle ($11,7 \pm 2$ e $48,8 \pm 20,8$) e os valores de abundância no limite interno do poleiro artificial ($59,5 \pm 20,2$) apresentaram valores significativamente menores do que nos limites internos dos agentes nucleadores. As síndromes de dispersão apresentaram riquezas proporcionalmente iguais e maior abundância de espécies autocóricas no limite interno de *S. lycocarpum* do que no controle. Os poleiros artificiais proporcionaram maior riqueza de espécies zoocóricas no seu limite interno e maior abundância de espécies anemocóricas em tanto na parte interna quanto externa. A variação percentual média de cobertura entre nativas e não-nativas e entre solo exposto e nativas apresentou diferença significativa apenas no limite interno de *S. lycocarpum*. Os resultados encontrados recomendam que indivíduos da espécie *S. lycocarpum* e os poleiros artificiais possam ser considerados como facilitadores na sucessão ecológica para a restauração de ambientes perturbados de Cerrado sentido restrito.

Palavra-chave: Sucessão, espécie facilitadora, nucleação, regeneração

Abstract

The arboreal species *Solanum lycocarpum* belongs to the Solanaceae family and its common name is lobeira. It occurs scarcely in native Cerrado vegetation areas, but it is common in disturbed environments mostly because it is a pioneer species. Artificial perches are a structure that varies in size and form. They show terminal branching where birds and bats could land and contribute to the arrival of new seeds, improving seed rain and seed bank. Therefore this study evaluated the influence of individuals of *Solanum lycocarpum* and structures of artificial perches as structures to facilitate new species establishment for restoration of the disturbed area next to a remnant of Cerrado *sensu stricto*. The richness and abundance of species, the dispersal syndromes (anemocoric, autocoric and zoocoric dispersion), the species origin (native or not), the woody individuals diametric distribution and the percentage of soil cover in the internal limit of *Solanum lycocarpum* (crown cover) and outer limit (outside of the crown cover) were recorded. These values were compared in the same way on artificial perches and in opened environment without closer presence of other crowns or perches (control). In general, mean richness and abundance of species under *Solanum lycocarpum*'s crown ($25,4 \pm 4$ and $78,2 \pm 14,5$, respectively) and the mean richness ($22,2 \pm 5,6$) were significantly higher. Therefore, values of richness and abundance in the outer limits of the *Solanum lycocarpum*'s crown ($11,5 \pm 2,8$ and $43,1 \pm 11,8$), in the outer limit of the artificial perches ($12,8 \pm 2,7$ and $47,9 \pm 11,8$) and in the control ($11,7 \pm 2$ and $48,8 \pm 20,8$) and the mean abundance of species in the external limits of the artificial perches and ($59,5 \pm 20,2$) showed significantly lower values of richness. Meantime, the values of abundance showed significant differences only when comparing to the internal limit of *Solanum lycocarpum*. Dispersal syndromes showed proportionally same richness and higher abundance as autocoric species in the internal limit of *S. lycocarpum* than in the control. Artificial perches provided higher richness of zoocoric species in its internal limit and higher abundance of anemocoric species in both internal limits and outer limit. The average percentage of coverage between native and non-native species and exposed soil showed significative difference only over *Solanum lycocarpum*'s crow. The results suggested that individuals of *S. lycocarpum* and artificial perches can be used as structures of acceleration of ecological succession in order to facilitate restoration of disturbed savanna (Cerrado strict sense) environments.

Keyword: Succession, facilitating species, nucleation, regeneration

1. Introdução Geral

O Brasil é um dos países mais ricos em megadiversidade (Mittermeier *et al.* 2004). Estima-se que o país possua de 10 – 12% de todas as espécies descritas no mundo (Lewinsohn & Prado 2002; 2005) e apresenta a flora mais rica do planeta, aproximadamente 19% do total mundial (Giuliette *et al.* 2005). De acordo com Ribeiro & Walter (1998, 2008), o Brasil apresenta seis biomas: o Cerrado, os Campos Sulinos, a Floresta Atlântica, a Caatinga, a Floresta Amazônica e o Pantanal (Ribeiro & Walter 1998, 2008).

Apesar desse *status* de megadiverso, o Brasil apresenta um histórico de degradação que remota ao período da colonização, iniciando-se através da derrubada das matas costeiras para exploração madeireira, seguida pelo plantio da cana-de-açúcar e do fumo, no litoral nordestino (Corrêa 1996). Já no século XX, o desmatamento se acentuou pela expansão das fronteiras agrícolas e pastagens para o interior do país, promovendo a degradação de ecossistemas que constituem o bioma Cerrado de forma acelerada (Klink & Machado 2005). Machado *et al.* (2004) estimaram que 55% do bioma foram modificados por desmatamentos, por dispersão de espécies exóticas e/ou invasoras e pela degradação dos solos e ecossistemas nativos (Klink & Machado 2005).

Outro fator no processo de modificação da paisagem vegetal natural do país e no bioma Cerrado é a urbanização. Esse processo reduz consideravelmente a vegetação, que implica na perda da diversidade e provoca a degradação de ambientes pela aceleração da erosão do solo e modificações nos seus atributos químicos e físicos, impossibilitando que processos naturais dos ecossistemas ocorram de forma efetiva (Menon *et al.* 2001; UNESCO 2002).

Esses fatores levam à fragmentação da vegetação, que é basicamente um processo de ruptura na continuidade espacial de *habitats* naturais (Lord & Norton 1990), e que, muitas vezes, ocasiona também ruptura dos fluxos gênicos entre populações presentes nesses *habitats* (Metzger 2003). Essa ruptura, atualmente, é principalmente causada pela expansão da população humana (Aquino & Miranda 2008) que tem levado a grandes perdas de biodiversidade por interesses econômicos como tem ocorrido no bioma Cerrado (Pivello 2005). A referida autora comenta que o bioma citado tem-se encontrado em fragmentos remanescentes, apresentando-se como “ilhas”, circundados por pastos ou grandes monoculturas, principalmente de grãos (sobretudo soja), cana-de-açúcar ou árvores exóticas fornecedoras de madeira e celulose.

Para tentar reverter essa situação, a princípio, o plantio de espécies (sobretudo exótica) foi promovido para se restaurar e/ou recuperar áreas perturbadas e/ou degradadas, objetivando

apenas a recomposição rápida da cobertura da vegetação do local (Rodrigues & Gandolfi 2000). Atualmente as propostas de plantio visam manter as características intrínsecas das comunidades, permitindo a sua perpetuação e evolução no espaço e no tempo. Essas novas estratégias buscam a reativação de complexas interações da comunidade e de processos biológicos da sucessão, bem como a aceleração da dinâmica sucessional (Palmer *et al.* 1997; Rodrigues & Gandolfi 2000).

A facilitação e/ou indução da regeneração natural também tem sido discutida como alternativa para a recuperação de áreas perturbadas. Essa proposta parte do pressuposto de que a área tratada apresenta alguma resiliência, ou que as condições do entorno facilite a chegada de novos propágulos e, conseqüentemente, o aumento da diversidade local (Rodrigues & Gandolfi 2000). Muitas vezes, para que ocorra o aumento de diversidade em uma área alterada, torna-se necessário o incremento de espécies através de atividades de enriquecimento, seja pelo plantio de mudas nativas ou pelo uso direto de sementes (Corrêa 1998).

O enriquecimento pode ser obtido por técnicas nucleadoras, como sugerido por Yarranton & Morrison (1974). Os autores explicaram que espécies arbóreas com características de colonizadoras iniciais melhoram a qualidade do microambiente sob sua copa proporcionando a ocorrência de novas espécies. Esses microambientes geram núcleos os quais se expandiriam e colonizariam outras áreas. A nucleação seria um princípio sucessional na colonização natural de áreas em formação ou que sofreram algum distúrbio. Entretanto, a dinâmica sucessional de comunidades vegetais em áreas degradadas pode ser compreendida não somente pela substituição de suas espécies ao longo do tempo, mas também pelas suas etapas iniciais, que incluem os processos de dispersão, germinação, sobrevivência, crescimento e de estabelecimento (Redente *et al.* 1993). Dessa forma, as atividades de restauração baseadas no processo ecológico de nucleação, foram denominadas de “técnicas nucleadoras de restauração” (Reis *et al.* 2003b).

Uma das técnicas que pode contribuir para que ocorra o princípio sucessional por nucleação é o plantio de espécies nativas. Essa técnica assume que as espécies nativas, apresentam maior probabilidade de atraírem seus polinizadores, dispersores de sementes e predadores, conseguindo assim, se estabelecer melhor no local a ser restaurado do que espécies de outros ambientes (Kageyama & Gandara 2001).

Outra forma de propiciar a sucessão é através da instalação de poleiros na área a ser recuperada, que podem ser naturais, como árvores remanescentes (Guevara *et al.* 1986; Toh 1999; Carrière *et al.* 2002; Holl 2002; Larrea-Alcázar *et al.* 2005; entre outros) ou artificiais

(Holl 1998a; Reis 2003; Bechara 2006; Oliveira 2006; Pausas *et al.* 2006; entre outros). Dessa forma, os poleiros artificiais, estruturas que representam os galhos das árvores (Reis *et al.* 2003a), ou as árvores remanescentes, têm o papel de proporcionar locais para animais pousarem e forragearem suas presas (Reis *et al.* 2003b). Os mesmos autores comentam que o objetivo dessa técnica é incrementar o número de propágulos levados à área degradada ou perturbada por meio de animais dispersores, tais como aves e morcegos, que fazem uso dos poleiros e, com isso, elevam a probabilidade de estabelecimento de plântulas.

Os dispersores ao se empoleirarem, criam locais de concentração de propágulos próximos aos poleiros ou logo abaixo de seus pontos de pouso, pois eliminam sementes pela defecação, regurgitação, ou ainda, deixam cair aquelas que trouxeram aderidas ao corpo ou no bico, para manipular longe da planta-mãe. Esses locais, posteriormente, funcionarão como núcleos de vegetação diversificada, que atrairão consumidores ou dispersores secundários para a área, acelerando assim, a sucessão ecológica (Janzen 1970; McDonnell & Stiles 1983). Além disso, por consumirem frutos em áreas mais avançadas na sucessão e transportarem as sementes dessas espécies para ambientes degradados, esses animais já contribuem para o aumento do ritmo sucessional dessas comunidades secundárias (Guevara *et al.* 1986).

Reis *et al.* (2003a) comentaram que os poleiros artificiais não atuam só como foco de recrutamento de propágulos, mas também contribuem para a chuva de sementes¹ e, assim, com o incremento do banco de sementes² do solo, uma vez que os propágulos ao caírem no solo e não se estabelecerem passam a fazer parte deste banco.

Dessa forma, o plantio de espécies nativas e a utilização dessas como poleiros naturais, e a utilização de poleiros artificiais, parecem ser vantajosos quando se tem por finalidade atrair dispersores para a criação de focos de recrutamento de sementes e de plântulas, e propiciar o meio para a chegada de propágulos dispersos de forma abiótica. Dessa forma, pode-se acelerar o processo de restauração de áreas alteradas, especialmente aquelas próximas a ambientes urbanizados, que embora tenham seus processos naturais alterados (Menon *et al.* 2001) ainda foram pouco estudadas.

¹ Representa a quantidade de sementes que chega a determinada superfície por síndromes de dispersão, num dado tempo (Vieira 1996).

² O termo banco de semente do solo foi utilizado por ROBERTS (1981) para designar o reservatório viável de sementes atual em uma determinada área de solo. BAKER (1989) correspondeu este reservatório às sementes não germinadas, mas potencialmente capazes de substituir as plantas adultas que tivessem desaparecido pela morte natural ou não, e pelas plantas perenes que são suscetíveis às doenças de plantas, distúrbios e consumo de animais, incluindo o homem.

2. Revisão bibliográfica

2.1. O bioma Cerrado

O bioma Cerrado é a mais extensa da América do Sul (Mittermeier *et al.* 2004) e é considerado a mais diversificada savana³ tropical do mundo, em razão do número de espécies nativas presentes (Klink & Machado 2005). Somente para a flora foram registradas aproximadamente 11.500 espécies (Mendonça *et al.* 2008).

Esse bioma consiste em um mosaico de formações vegetais florestais, savânicas e campestres com grande variação de fitofisionomias, variando de campos abertos até formações florestais densas (Ribeiro & Walter 1998; Castro *et al.* 1999).

Na formação florestal, há o predomínio de espécies arbóreas e a formação de dossel. Dentre as fitofisionomias inseridas nessa formação estão a Mata Ciliar, a Mata de Galeria, a Mata Seca e o Cerradão. Na formação savânica, onde há a ocorrência do estrato arbóreo e do herbáceo-arbustivo, variando em densidade de acordo com a fitofisionomia, não ocorre formação de dossel. As fitofisionomias inseridas nessa formação são o Cerrado sentido restrito, o Parque de Cerrado, o Palmeiral e as Veredas. A formação campestre, caracterizada pela predominância de espécies do estrato herbáceo e algumas arbustivas, não ocorrem ou há poucas árvores de forma bastante espaçada na paisagem (campo sujo, campo limpo e campo rupestre) (Ribeiro & Walter 1998; 2008).

O clima é classificado de Aw (tropical chuvoso), como classificado por Köppen em 1948, com invernos comumente secos e verões chuvosos. Possui precipitação média anual na ordem de 1500 mm, variando de 750 a 2000 mm, sendo que o *déficit* hídrico concentra-se no período de cinco a seis meses entre maio e outubro (Eiten 1994) e os valores de temperatura média anual situam-se entre 22° e 27°C (Eiten 1994).

Os solos, da maior parte do bioma Cerrado, são formados por Latossolos⁴ (Reatto *et al.* 1998). Os Latossolos são muito profundos e bem drenados (Haridasan 1994), fortes ou moderadamente ácidos (pH 4,5 a 5,0), com carência generalizada dos nutrientes essenciais e com alto teor de alumínio (Ribeiro & Walter, 1998). Mas um número significativo de outras classes de solos em associação com as condições de clima, permite o estabelecimento de grande diversidade de espécies vegetais, seja no estrato gramíneo, arbustivo ou arbóreo (Reatto *et al.* 1998).

³ As savanas são comunidades vegetais caracterizadas por uma camada herbácea contínua, dominada por gramíneas, onde árvores e arbustos podem crescer em diferentes quantidades e alturas, sem a formação de dossel contínuo (Cole 1986; Ribeiro & Walter 1998)

⁴Latossolo: São solos em mais avançado estado de intemperismo nas superfícies mais antigas e estáveis. Desenvolvem-se em superfícies de relevo plano ou suave ondulado com mantos de muitos metros de espessura (Haridassan 1994)

Além do clima e das restrições edáficas e hídricas como determinantes do Cerrado, outro fator que ajuda a caracterizá-lo em um mosaico de diferentes fisionomias é o fogo periódico, provocado pelo homem ou por causas naturais, como o raio, que torna menos densa e baixa a camada lenhosa (Eiten 1994). Além de ser importante na floração, na germinação e na dispersão de sementes em plantas do cerrado, o fogo também possui efeito sobre a ciclagem de nutrientes nas savanas e é importante pela rápida mineralização da matéria orgânica (Miranda *et al.* 2002; Pereira & Ribeiro 2007).

Há grande variação no mecanismo de dispersão de diásporos nas plantas nativas do Cerrado, sendo esse um dos fatores que pode determinar a distribuição das espécies lenhosas (Oliveira & Gibbs 2002), exercendo forte influência na colonização dos *habitats* (Van der Pijl 1982).

A anemocoria é a síndrome mais comum em fisionomias de menor cobertura arbórea no Cerrado (Oliveira & Moreira 1992), como sugeriram Howe & Smallwood (1982), pois a falta de um dossel contínuo favorece as espécies com dispersão pelo vento. A autocoria é uma estratégia de dispersão tida como rara em ambientes de Cerrado sentido restrito por apresentar baixa abundância, possivelmente pela baixa eficiência destas espécies em se dispersar para áreas distantes ou isoladas Vieira *et al.* (2002) sendo proporcionada por eventos estocásticos, principalmente.

Em relação às espécies zoocóricas, há um predomínio delas no estrato arbustivo-arbóreo em relação ao estrato herbáceo-subarbustivo, apesar de o Cerrado sentido restrito não ter um dossel contínuo (Batalha & Mantovani 2000). Outros trabalhos corroboram essa afirmação ao citarem que entre 52 – 60% das espécies arbóreas e arbustivas possuem dispersão zoocórica (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 1983; Mantovani & Martins 1988; Batalha & Mantovani 2000; Vieira *et al.* 2002). A riqueza de 837 espécies de avifauna, correspondendo a 49% do total registrada no Brasil sendo 3,4% endêmicas do bioma (Klik & Machado 2005), provavelmente contribui com essa riqueza de espécies vegetais.

Originalmente, o bioma Cerrado representava 2 milhões de km², cerca de 23% do território brasileiro, sendo o segundo maior bioma do país, superado apenas pela Floresta Amazônica (Ribeiro & Walter 1998), correspondendo a uma área aproximadamente igual ao oeste europeu (Oliveira-Filho & Ratter 2002). Esse bioma está localizado em sua grande parte no Planalto Central do Brasil, no Distrito Federal, em Minas Gerais, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Goiás e Tocantins (Ribeiro & Walter 1998). Algumas áreas disjuntas também podem ocorrer nos estados do Amazonas, Amapá, Roraima, Alagoas, Bahia, Paraíba e Pernambuco, São Paulo e Paraná (Eiten 1994; Ribeiro & Walter 1998; 2008).

Atualmente o bioma Cerrado se encontra em constante processo de fragmentação. Estima-se que o bioma perca anualmente cerca de 1,1% (2,2 milhões de hectares) de áreas nativas (Machado *et al.* 2004). Essa fragmentação é devido à modificação da paisagem natural por pastagens plantadas com gramíneas de origem africana e pelo cultivo de monoculturas e pastagens, principalmente. Essas transformações ocorridas no bioma trouxeram grandes danos ambientais – fragmentação de *habitats*, extinção da biodiversidade, invasão de espécies exóticas, erosão dos solos, poluição de aquíferos, degradação de ecossistemas, alterações nos regimes de queimadas, desequilíbrios no ciclo do carbono e possivelmente modificações climáticas regionais (Klink & Machado 2005).

Além disso, o bioma Cerrado é pobremente representado no sistema de áreas protegidas (Mittermeier *et al.* 2004). Rylands *et al.* (2008) citaram que o Brasil possuía 62 áreas de proteção integral (Parques Federais e Estaduais, Reservas Biológicas e Estações Ecológicas) cobrindo 42.676 km², equivalente a apenas 2,1% da área original da extensão total do bioma. Se incluir áreas protegidas de uso sustentável (principalmente Áreas de Proteção Ambiental), esse número aumenta para 102 áreas cobrindo 83.520 km² ou 4,2% do bioma. Esses fatores, entre outros, colocam o bioma Cerrado como um dos “hotspots” mundiais de biodiversidade (Mittermeier *et al.* 2004).

2.2. Nucleação e Facilitação

A nucleação é entendida como a capacidade de uma espécie em propiciar uma significativa melhoria nas qualidades ambientais, possibilitando ocupação deste ambiente por outras espécies (Yarranton & Morrison 1974). Os autores constataram esse processo ao observarem que espécies arbóreas pioneiras, ocupando áreas em processo de formação de solo geraram pequenos agregados de outras espécies ao seu redor (núcleos), os quais se expandiram e conectaram-se entre si, proporcionando uma rápida cobertura do solo e acelerando, portanto, a sucessão.

Reis *et al.* (2003b) citaram que a nucleação é considerada um princípio sucessional na colonização natural de áreas em formação. Bechara (2006) comentou que o efeito da nucleação pode ser mais facilmente notado em ecossistemas de vegetação aberta, onde há menor densidade de plantas e maior entrada de luz. No entanto, o autor citou que esses mecanismos nucleadores podem ser extrapolados para ecossistemas de vegetação fechada, tais como florestas tropicais.

No processo de sucessão, as espécies componentes de uma comunidade, após a sua implantação e posterior morte, modificam-na, permitindo que outros organismos possam

colonizá-la. Há registros, no entanto, de espécies capazes de modificar os ambientes de forma mais acentuada. Estas espécies são classificadas de forma distinta na literatura, como citado por Reis *et al.* (2003a), como por exemplo:

- a) Smythe (1986) utilizou o termo espécies-chave para aquelas espécies que modificam fortemente a composição de espécies e a aparência física do ambiente;
- b) Franco & Nobel (1989); Castro *et al.* (2004); Larrea-Alcázar *et al.* (2005) utilizaram o termo “nurse plants” ou plantas berçário para aquelas espécies vegetais que proporcionam mudanças nas características do microambiente. Essas mudanças beneficiam a sobrevivência e o crescimento de outras espécies sob a copa dessas por fatores abióticos como temperatura, umidade e condições do solo;
- c) Ricklefs (1996) utilizou o termo espécies facilitadoras, em que a facilitação é o processo pelo qual a espécie, numa fase inicial, altera as condições de uma comunidade, de modo que as espécies subseqüentes tenham maior facilidade de estabelecimento.
- d) Reis *et al.* (1999) utilizaram o termo bagueira, o qual se refere àquelas plantas que ao apresentarem frutos maduros, atraem grande número de animais. Os animais podem procurar as bagueiras para comer seus frutos (consumidores primários), ou para predar outros animais que ali se concentram para se alimentar. Como os animais frutívoros procuram as bagueiras como fonte de alimento, estas plantas podem nos indicar algo sobre seu comportamento, de influência sobre o possível padrão de distribuição de sementes;
- e) Scarano (2000) usou o termo planta focal para plantas capazes de favorecer a colonização de outras espécies, como a palmeira *Allagoptera arenaria* (Gomes) Kuntze e plantas do gênero *Clusia* L., capazes de propiciar a formação de moitas na restinga, favorecendo o desenvolvimento de cactáceas e bromeliáceas;
- f) Franks (2003) analisou a nucleação em dunas móveis nos EUA, verificando maior acumulação de sementes e emergência de plântulas sob o dossel de indivíduos adultos de *Iva imbricata* Walter e *Uniola paniculata* L. do que em áreas abertas. O autor sugeriu que estas plantas adultas funcionaram como “armadilhas” acumulando sementes e, através da estabilização das dunas, protegeram as plântulas da movimentação do solo.

A facilitação é o processo no qual um indivíduo altera os recursos ou condições ambientais de modo que favoreça outro indivíduo. Em ambientes edáficos, a facilitação

promove uma amenização dos severos fatores de estresse tais como calor, falta de água, nutrientes, erosão e sal (Bechara 2006).

Connell & Slatyer (1977) resume essas mudanças no ambiente em três modelos de mecanismos que relacionam às conseqüências do desenvolvimento das primeiras a última fase da sucessão:

- a) **Facilitação:** os estádios iniciais facilitam o desenvolvimento dos estádios posteriores contribuindo para melhorar os níveis de nutriente e de água no solo, modificando o microambiente da sucessão do solo. As plantas colonizadoras modificam o ambiente a ponto de permitir às espécies clímax ocuparem o ambiente;
- b) **Inibição:** as espécies de clímax por definição inibem as espécies de características iniciais, não permitindo a essas invadirem as comunidades clímax, exceto após a ocorrência de perturbações. A partir de perturbações no ambiente, as espécies inibidas estariam propensas a colonizar o local e estando relacionada com a substituição de espécies. Dessa forma, ela forma uma parte integrante da sucessão ordenada dos primeiros estádios de comunidades mais adequadas às condições do meio até a comunidade clímax;
- c) **Tolerância:** a sucessão conduz a uma comunidade composta por aquelas espécies mais eficientes na exploração de recursos. O conceito de tolerância realça as habilidades de diferentes espécies em tolerar as condições do ambiente conforme as mudanças sucessionais e minimizar a influência de outras espécies sobre o seu desenvolvimento. Assim, as espécies tolerantes podem excluir outras adequadas às condições do meio por competição.

Entretanto Brown (1987) colocou que, numa comunidade em que houve um processo natural de colonização, não existem espécies inimigas umas das outras, pois os consumidores são os principais responsáveis pelo controle populacional das espécies. Assim, estas são contidas dentro de seus padrões demográficos, de forma a manter uma maior diversidade possível dentro dos ambientes naturais.

A predação, seja por herbívora ou por patógenos, é outro fator fundamental para a determinação de processos de reprodução e regeneração (Kageyama & Gandara 2000). As formigas, geralmente encaradas como pragas, são importantes recicladores de nutrientes (Verchot *et al.* 2003), dispersores de sementes (Pizo & Oliveira 2000; Passos & Oliveira 2003; Françoso & Corrêa 2007) e facilitadores de sucessão (Françoso & Corrêa 2007), sendo seus ninhos, excelentes nucleadores de diversidade.

O aumento da resiliência ambiental é promovido com a nucleação, pois o processo restaurador desta técnica se baseia na ativação do próprio potencial de auto-regeneração da comunidade (Pimm 1991). As técnicas nucleadoras de restauração formam microambientes em núcleos propícios para a chegada de uma série de espécies animais e vegetais, onde são oferecidas, para as diferentes formas de vida e nichos ecológicos, condições de abrigo, alimentação e reprodução, que num processo de aceleração sucessional irradiam diversidade por toda a área, possibilitando a conectividade entre os distintos níveis das cadeias tróficas e acelerando a resiliência ambiental (Bechara 2003; Reis *et al.* 2003). Dessa forma, a natureza poderá se manifestar da melhor forma possível dentro das condições da paisagem trabalhada (Vieira, 2004) e que num processo sucessional promovem o aumento de probabilidade de ocorrerem interações interespecíficas (Reis & Kageyama 2003).

Técnicas de nucleação formam microambientes em núcleos (Reis *et al.* 2003), que num processo sucessional, aumentam a probabilidade de ocorrerem interações interespecíficas (Reis & Kageyama 2003). Atualmente, as técnicas de nucleação conhecidas são (Reis *et al.* 2003):

- a) Transposição do solo – consiste na retirada da camada superficial do horizonte orgânico do solo (serapilheira mais os primeiros cinco centímetros de solo) de uma área com sucessão mais avançada. A transposição de solo de comunidades avançadas (com grande diversidade de micro, meso e macro organismos) é preferível à de solo com processo de sucessão intermediária e predominância de biota de caráter mais pioneiro, pois além de proporcionar a ocorrência de novas espécies vegetais, como as herbáceas e as arbustivas, as quais poderiam entrar em floração e frutificação rapidamente, restabelecendo as interações com a fauna (polinizadores e dispersores) (Bechara *et al.* 2005; Reis & Tres 2007). Desta forma, os autores, sugerem transpor solos de distintos estádios sucessionais;
- b) Transposição de chuva de sementes – é uma técnica utilizada para a coleta de sementes dentro de comunidades vegetacionais estabilizadas. Estes coletores distribuídos em comunidades vizinhas das áreas degradadas, em distintos níveis de sucessão primária e secundária, captam parte da chuva de sementes nestes ambientes, propiciando uma diversidade de formas de vida, de espécies e de variabilidade genética dentro de cada uma das espécies. O material captado nos coletores pode ir para canteiros de semeadura indireta (sementeiras) ou ser semeado diretamente no campo, onde formará pequenos núcleos com folhas e sementes dentro das áreas degradadas;

- c) Semeadura direta e hidrossemeadura – As semeaduras diretas ou hidrossemeaduras, tradicionalmente, utilizam coquetéis de gramíneas perenes exóticas e leguminosas que rapidamente fornecem cobertura ao solo. Para promover a cobertura inicial do solo e a formação de um novo banco de sementes, é sugerida a utilização de semeadura com alta diversidade. Para isto, pode-se utilizar a semeadura direta ou a hidrossemeadura ecológica. Esta é uma técnica mecanizada onde uma mistura de sementes, água, fertilizantes e agentes cimentantes favorece a aderência das sementes ao substrato na área a ser restaurada. Recomenda-se, ainda, quebrar a dormência de apenas uma parte das sementes;
- d) Poleiros artificiais – é uma estrutura para atração de aves e morcegos, pois esses são animais mais efetivos na dispersão de sementes, principalmente quando se trata de transporte entre fragmentos de vegetação. Essa estrutura ao propiciar ambientes para que estes animais possam pousar, resulta em núcleos de diversidade ao redor dos poleiros que, com o tempo, irradia-se por toda a área impactada pela chuva de sementes;
- e) Enleiramento de galharias – é uma técnica para a ocorrência de matéria orgânica e oferta de abrigo; também exerce função de poleiro em áreas abertas. Para as aves, as leiras servem de local de repouso e caça de pequenos animais, principalmente cupins, larvas de coleópteros e outros insetos que colonizam a madeira. Por outro lado, estas leiras oferecem abrigo para pequenos mamíferos (roedores) e répteis.
- f) Grupos de Anderson – é o adensamento do plantio de mudas. Esse pequeno grupo tende a favorecer as mudas centrais para o crescimento em altura e os laterais para o desenvolvimento das ramificações.

A partir das considerações acima e de outros conceitos de ecologia básica, tais como, sucessão, heterogeneidade de ambientes, facilitação e interações interespecíficas (dispersão, polinização e predação), Bechara (2006) comentou que foi criada uma nova visão da restauração ecológica, procurando sempre imitar a natureza, com mínimos insumos, em que um conjunto de técnicas é implantado não em área total e sim em núcleos, restituindo o mosaico do ambiente.

2.3. Restauração e regeneração

Todos os ecossistemas estão sujeitos a distúrbios naturais ou antrópicos. Pickett & White (1985) descreveram distúrbio como um evento relativamente discreto no tempo que pode tanto alterar a estrutura de um ecossistema, comunidade ou população, como provocar

mudanças na disponibilidade de recursos ou no meio físico. Para este mesmo autor, a resposta de um ecossistema frente a essas perturbações é dependente da escala (tamanho da área afetada), duração (tempo de permanência do distúrbio), frequência (número médio de eventos por unidade de tempo) e intensidade dos distúrbios.

Corrêa & Melo Filho (1998) citam que a perda ou a retirada excessiva do ambiente natural são as formas mais comuns de perturbações e degradações ambientais, a depender da intensidade. Segundo o autor, o ambiente é definido como degradado quando esse não se recupera sozinho e necessita da intervenção humana. Se ele mantém a capacidade de regeneração, o ambiente é considerado perturbado e a intervenção do homem apenas acelera o processo de recuperação.

Entretanto para que ocorra a restituição ambiental e as áreas perturbadas ou degradadas retornem a função que possuíam anteriormente, a Academia Nacional de Ciências dos Estados Unidos definiram, em 1974, um conjunto de três termos parecidos, mas diferenciando-se quanto ao produto a ser obtido. O primeiro termo, restauração seria a reposição de exatas condições ecológicas da área com determinado tipo de distúrbio. A recuperação seria a recomposição da área com distúrbio para o estabelecimento de organismos originalmente presentes, sem o estreito compromisso ecológico, apenas com o ambiental. E a reabilitação, a qual seria o retorno da função produtiva da terra, não do ecossistema, por meio da revegetação (Corrêa & Melo Filho 1998).

Essas definições foram acatadas e instituídas de acordo com a legislação brasileira com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) pela Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000. Segundo o Art. 2º, entende-se por:

XIII - recuperação: restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original;

XIV - restauração: restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original;

Inicialmente, a restauração de áreas degradadas e/ou perturbadas no Brasil objetivava desenvolver uma vegetação no local que fosse a mais próxima possível daquela originalmente existente (Bradshaw 1987; Brown & Lugo 1994; Rodrigues & Gandolfi 1996; Kageyama & Gandara 2000). Contudo, o histórico dos trabalhos sobre este tema mostrou que houve mudança substancial no conceito de restauração desde os anos 80, devido ao surgimento de novos tipos de degradação que introduziram a idéia de que não havia um só caminho a ser

seguido, mas que um conjunto de medidas poderia ser prescritas e aplicadas conforme as características inerentes da alteração (Rodrigues & Gandolfi 1996).

A incorporação da abordagem científica às práticas de restauração representou para muitos autores (Bell *et al.* 1997; Ehrenfeld & Toth 1997; Montalvo *et al.* 1997; Palmer *et al.* 1997; Rodrigues & Gandolfi 2000) não apenas a busca de soluções mais eficientes para recompô-lo uma dada degradação ambiental, mas também uma ferramenta para trabalhos de ecologia experimental. Com isso, foi e ainda é possível testar hipóteses e teorias elaboradas a partir de observações realizadas em ecossistemas naturais não degradados, cujos resultados obtidos contribuem para o aperfeiçoamento das próprias práticas e para o sucesso no estabelecimento e manutenção da vegetação nestas áreas ao longo do tempo.

A partir daí, a restauração deixou de ser apenas uma aplicação de plantios de mudas sem vínculos com concepções teóricas (Rodrigues & Gandolfi 1996; Kageyama & Gandara 2000), para se tornar uma área do conhecimento. A Restauração Ecológica (Palmer *et al.* 1997), considera que restaurar um ecossistema não é reproduzir exatamente suas características originais, mas recuperar sua estabilidade e integridade biológica, incluindo um nível mínimo de biodiversidade e de variabilidade na estrutura e no funcionamento dos processos ecológicos, considerando não apenas valores ecológicos, como também econômicos e sociais (Jordan III *et al.* 1987; Parrota *et al.* 1997; Lamb 1998; Young 2000; Kageyama *et al.* 2003). Desse modo, a restauração visa a criar comunidades ecologicamente viáveis, protegendo e fomentando a capacidade natural de mudança dos ecossistemas e resgatando uma relação saudável entre o homem e a natureza (Engel & Parrota 2003).

Atualmente, as técnicas de restauração e/ou de recuperação podem ser embasadas por princípios de sucessão natural (Young 2000). Esses princípios podem ser usados para desenvolver delineamento experimental de plantios (Kageyama *et al.* 1992; Reis *et al.* 1999), e se os objetivos dos projetos de restauração podem ser atingidos (Parker 1997). E essas técnicas podem ser aceleradas por meio da adoção de estratégias baseadas em princípios nucleadores, como proposto por Yarranton & Morrison (1974).

Essas técnicas são enfatizadas por Sclawin & Zahawi (2008) na restauração florestal nos trópicos, para aumentar o *habitat* dos animais e preservar a diversidade biológica é importante considerar a paisagem das árvores remanescentes. Os autores comentaram que o uso de árvores remanescentes melhora as condições da germinação e o estabelecimento de sementes em pastagens (e.g. Guevara *et al.* 1986; Guevara & Laborde 1993). Elas podem estabilizar e melhorar as condições do solo, proporcionar maior umidade ao solo e reduzir a intensidade de luz (Belsky *et al.* 1989) e aumentar a chuva de sementes pela dispersão de

animais (e.g. Guevara *et al.* 1986; Guevara & Laborde 1993; Holl *et al.* 2000; Toh *et al.* 1999; Slocum & Horvitz 2000; Elmqvist *et al.* 2001). Apesar disso, os efeitos em curto prazo de árvores remanescentes na facilitação para o recobrimento florestal ainda é sujeito a discussões, e seus efeitos em longo prazo para a regeneração e composição florestal são ainda pouco compreendidos (Toh 1999 *et al.* 1999; Holl 2002).

Assim as técnicas de restauração e/ou recuperação de um ambiente perturbado e/ou degradado utilizando técnicas nucleadoras, com princípios sucessionais, como a atração da fauna, são considerados consistentes (McClanahan & Wolfe 1993; Robinson & Handel 1993; Parrota 1993; Reis *et al.* 1999; Bechara 2006).

2.4. Sucessão ecológica

A sucessão ecológica refere-se a mudanças observadas em uma comunidade seguida de uma perturbação (Connell & Slatyer 1977). Begon *et al.* (1996) comentam que essas mudanças são seqüências graduais nos padrões de colonização e extinção de espécies em uma comunidade. Nessas comunidades, pode haver ocorrência de resultados simultâneos da distribuição de espécies de ambientes similares e por processos estocásticos na sucessão até uma vegetação clímax, onde essa é contínua e varia através de uma paisagem continuamente variante (Glenn-Lewin 1992).

Nesse sentido, um ecossistema em evolução começa por fases pioneiras que são substituídas por uma série de comunidades de maior maturidade até que se desenvolva uma comunidade mais estável e em equilíbrio com as condições locais (Begon *et al.* 1996). Essa seqüência pode acontecer em um local recentemente exposto (nunca habitado anteriormente), e neste caso, é denominada de sucessão primária; ou ainda, em uma área em que a comunidade existente sofreu algum distúrbio ou foi removida (Ricklefs 2003), consistindo na re-estruturação gradual do ecossistema (Müller-Dombois & Ellenberg 1974), sendo chamada de sucessão secundária.

A sucessão secundária é um importante componente da dinâmica da vegetação, pois é a responsável por sua regeneração natural (Whitmore 1989; Franks 2003). Em florestas, a regeneração ocorre a partir do corte e queima de árvores ou pela formação de clareiras e, em ambas as situações, os locais são reocupados progressivamente por diferentes grupos ecológicos de espécies, identificados por Budowski (1965) como pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e climáticas, que são adaptados às novas condições ambientais que são criadas (Whitmore 1989; Gómez-Pompa *et al.* 1991).

Para alguns autores, a sucessão no Cerrado avança ao longo do gradiente de fitofisionomias, partindo das fitofisionomias mais abertas em direção às mais densas, até onde as restrições edáficas e hídricas permitirem (Eiten 1972; Goodland & Ferri 1979; Coutinho 1990). Durante este processo, a comunidade perde gradualmente espécies heliófilas e resistentes ao fogo – como são as espécies de fisionomias mais abertas – para aumentarem o número de indivíduos de etapas sucessionais mais tardias, que são ombrófilos e menos resistentes a fogo – como são as espécies de fisionomias mais fechadas, por exemplo, as do Cerradão (Oliveira 2006).

Além disso, o fogo influencia fortemente os processos sucessionais desse bioma de maneira que quanto menor o intervalo na frequência deste distúrbio, mais aberta será a estrutura da vegetação resultante, pois o tempo entre uma perturbação e outra não seria suficiente para que as plântulas de espécies arbóreas se desenvolvessem. Ao contrário, se o fogo for menos frequente, mais espécies arbóreas se estabelecerão (Pivello & Coutinho 1996). Dessa forma, a sucessão ecológica do Cerrado é um conceito válido, mas que provavelmente se refere a um processo multidirecional, que ocorre em diferentes escalas temporais (Cattellino *et al.* 1979; Pickett & White 1985), assim como para as demais savanas (Walker 1981).

3. Justificativa

Na intensa busca de tirar da natureza os meios para seu sustento e desenvolvimento, o homem, com frequência, provoca intensa degradação ambiental (Reis 1999). No bioma Cerrado essa ação acontece principalmente devido a expansão agropastoril.

Dessa forma, estudos de conservação e restabelecimento de áreas impactadas devem ser constantemente estimulados de modo buscar o equilíbrio no uso dos recursos naturais.

Para contribuir para a amenização desses impactos no bioma Cerrado, o presente estudo teve o intuito de avaliar o potencial de uma espécie arbórea e colonizadora inicial nativa do bioma Cerrado, *Solanum lycocarpum*, como facilitadora no aumento de diversidade de espécies em ambiente em restauração.

Os resultados obtidos devem propiciar e incentivar o uso dessa e de outras espécies arbustivas ou arbóreas e colonizadoras iniciais nativas no sentido de facilitar o estabelecimento e a chegada de propágulos de outras espécies importantes na restauração de áreas savânicas fragmentadas no bioma Cerrado. Esse resultado pode ser usado em áreas recuperadas ou em recuperação que vão ser utilizadas como conectoras de áreas fragmentadas ou de reservas legais, pois essas ultimas possibilitam maior ocorrência de espécies nativas do que áreas isoladas.

4. Objetivo

Avaliar a espécie *Solanum lycocarpum* e poleiros artificiais como agentes nucleadores no estabelecimento de novas espécies em um plantio de restauração em área perturbada adjacente a um remanescente de Cerrado sentido restrito na zona urbana no Distrito Federal.

4.1. Objetivos específicos:

- ✓ Avaliar a influência de indivíduos de *Solanum lycocarpum* e de poleiros artificiais sobre a riqueza e abundância de espécies nativas e não nativas estabelecidas sob sua copa (limite interno) e em volta desta (limite externo);
- ✓ Avaliar a influência de indivíduos de *Solanum lycocarpum* e de poleiros artificiais sobre a riqueza e abundância de espécies de diferentes grupos (síndrome de dispersão, hábito e ambiente de origem) sob a área da copa e em volta desta;

5. Hipóteses

- ✓ A espécie *Solanum lycocarpum* e os poleiros artificiais influenciam positivamente no estabelecimento de outras espécies sob sua copa;
- ✓ A presença de indivíduos de *Solanum lycocarpum* proporciona maior riqueza e abundância de espécies estabelecidas naturalmente do que os poleiros e áreas abertas;
- ✓ Os indivíduos de *Solanum lycocarpum* proporcionam maior riqueza e abundância de espécies zoocóricas do que os poleiros artificiais e áreas abertas;
- ✓ Indivíduos de *Solanum lycocarpum* proporcionam maior cobertura percentual de espécies nativas sob sua copa do que nos poleiros artificiais e no controle;

6. Material e método

6.1. Área de estudo

O Distrito Federal localiza-se na região central do Cerrado brasileiro. Apresenta clima estacional, caracterizado por um período chuvoso, nos meses de outubro a abril, quando ocorrem fortes chuvas de verão, e outro período seco, de maio a setembro, em que é baixa a umidade relativa do ar (Walter 2001).

O Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), local onde foi realizado o estudo, está localizado na porção sudoeste da cidade de Brasília, Distrito Federal (Figura 1) sob as coordenadas geográficas 47°55'30'' de longitude oeste e 15°47'25'' de latitude sul, e altitude de aproximadamente 1160 m (Oliveira 2006).

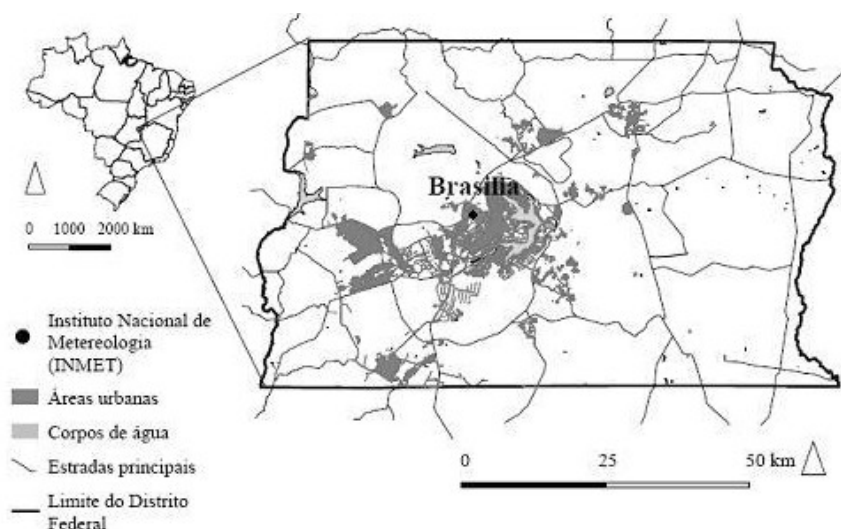


Figura 1. Localização do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) em Brasília, Distrito Federal (DF), Brasil.

6.2. Histórico da área

A área do INMET possui formato circular com 500 m de raio, totalizando 78,5ha. Originalmente, era coberta unicamente por Cerrado sentido restrito, porém, em meados dos anos 70, durante a construção do Instituto, a vegetação nativa foi retirada resultando em um remanescente de Cerrado sentido restrito em quase toda a borda da área (Figura 2). Posteriormente, como nem toda a área removida foi ocupada pelas instalações do Instituto, tais locais foram recobertos com gramado dominado por braquiária (*Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster) e constantemente aparados (Oliveira, 2006). Essa espécie é exótica, oriunda do continente africano, e invasora extremamente agressiva competindo com sucesso com a flora nativa (Filgueiras 1990). Por esta razão, e também por atividades antrópicas,

mesmo após 30 anos da abertura, essa área não voltou a apresentar composição e estrutura característica da vegetação previamente existente (Oliveira 2006).

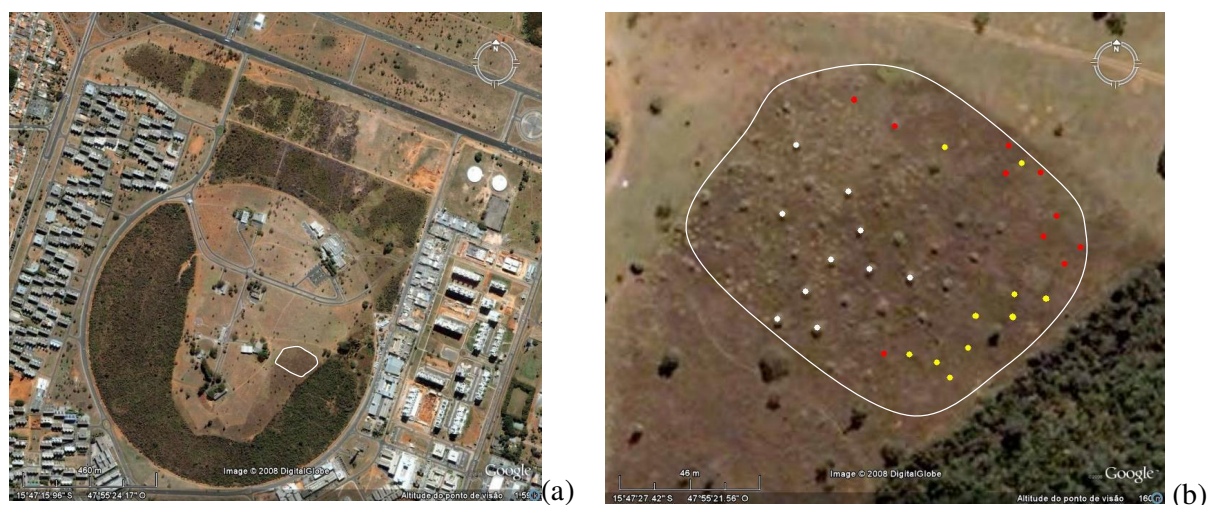


Figura 2. (a) Localização das áreas de estudo no Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), Brasília, DF. (b) Localização da distribuição dos experimentos com *Solanum lycocarpum* (branco) poleiro artificial (vermelho) e área controle (amarelo) no INMET. Imagens retiradas no GoogleEarth em junho de 2008.

Como a administração do INMET tem procurado diferentes atividades para trazer de volta a vegetação nativa ao local, vários plantios de espécies nativas foram realizados. Em 2004, foi realizado um plantio de 19 espécies nativas do Bioma e fixados 20 poleiros artificiais por Oliveira (2006) sendo que 10 poleiros foram fixados na área com plantio e 10 na área sem plantio. Os poleiros foram alocados para atração de pássaros e proporcionar dispersão de sementes para a regeneração natural, como proposto por Reis *et al.* (2003) para outras regiões do Brasil.

Como parte de um programa de educação ambiental, esse procedimento melhora a situação de perturbação do local, criando condições de restauração do Cerrado nativo no INMET. Na área onde esse estudo foi realizado, a manutenção de poda do gramado foi cancelada e a área foi dividida em duas partes, uma usada para o plantio das espécies nativas e para o experimento de poleiros artificiais e outra usada apenas para o experimento de poleiros artificiais (figura 2).

Entre as 19 espécies plantadas em 2004, os indivíduos de *Solanum lycocarpum* A. St.-Hil, mostraram alta sobrevivência (100%) e excepcionais crescimentos iniciais em altura ($174,5\text{cm} \pm 5,4$) e em diâmetro do caule ($5,814\text{ cm} \pm 2,45$) ao ano (Oliveira 2006). Essa foi à

única espécie que completou o ciclo de florescimento e frutificação até o início deste estudo, em 2007.

Oliveira (2006) observou junto com as 19 espécies plantadas em 2004, o estabelecimento, em média, de $27,6 \pm 4,7$ plântulas/m² de um total de 17 espécies proporcionado pelos poleiros artificiais. A autora ainda observou que nos poleiros localizados na área sem plantio, a densidade foi $26,2 \pm 6,6$ plântulas/m² e na área com plantio, a densidade foi de $28,7 \pm 5,0$ plântulas/m², não diferindo esses significativamente de acordo com o teste Mann-Whitney, após a normalidade ter sido testada pelo teste Shapiro-Wilk, ao nível de 1% de probabilidade. Dessas, a riqueza maior foi de espécies herbáceas autocóricas ruderais.

6.3. Descrição dos agentes nucleadores

Solanum lycocarpum é uma espécie arbórea pertencente à família Solanaceae e popularmente conhecida como lobeira ou fruta do lobo (Silva-Junior 2005). Essa espécie também é citada como arbustiva, de ocorrência rara na vegetação nativa (Felfili *et al.* 1992), mas amplamente distribuída em ambientes perturbados do Cerrado (Oliveira-Filho & Oliveira 1988; Lombardi & Motta Jr. 1993). Dentre os dispersores de suas sementes, encontra-se o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus* Illiger), espécie de hábitos cursoriais (Lombardi & Motta Jr. 1993), além de ser também dispersa por morcegos (Kissman 1997). Oliveira *et al.* (2004) a citaram como uma possível espécie importante no processo de recolonização natural de clareiras e áreas perturbadas devido a sua ampla distribuição e dispersão das sementes por agentes comuns a ambientes abertos.

Poleiros artificiais são estruturas que variam de tamanhos e formas podendo ser confeccionados com diversos materiais, como, por exemplo, restos de madeira ou bambu. Eles devem apresentar ramificações terminais, onde aves e morcegos dispersores de sementes possam pousar, e devem ser relativamente altos para proporcionar bom local de caça e ser esparsos na paisagem (Reis *et al.* 2003). A atração desses dispersores contribui para a chegada de novos propágulos intensificada pela chuva de sementes (McClanahan & Wolfe 1993) e, com isso, para a formação do banco de sementes.

6.4. Métodos

Agentes Nucleadores

Para a realização do presente estudo, foi utilizada a espécie *Solanum lycocarpum* pelo seu bom crescimento inicial, pela presença de vários pássaros em suas ramificações e a constatação de intensa produção de matéria seca a partir de folhas mortas no solo. Foram

escolhidos aleatoriamente 10 indivíduos de *Solanum lycocarpum* e 10 poleiros artificiais, caracterizados como agentes nucleadores. O termo agente nucleador, baseado na definição de Corleta *et al.* (2007) para árvores “isoladas”, é adotado, no referente trabalho, como indivíduos adultos (diâmetro > 5 cm a 30 cm do nível do solo) com comportamento reprodutivo a pelo menos dois anos e evitando vizinhos da mesma espécie a 15 m de raio diâmetro de caule.

Para avaliar a influência dos agentes nucleadores na riqueza e abundância, foram divididos em área interna e externa. A área interna de *S. lycocarpum* equivale à área da copa e o limite da área interna dos poleiros artificiais foi baseado pela média dos diâmetros da copa de *S. lycocarpum*. A área externa de ambos os agentes nucleadores foi feita pelo dobro de cada raio da área interna a partir do ponto de inserção (Figura 3) sendo, dessa forma, três vezes maior do que a área interna (3:1). Para melhor comparação da riqueza e abundância de espécies nos limites dos agentes nucleadores, essa riqueza foi estimada referente à área média interna de *S. lycocarpum*, 50 m².

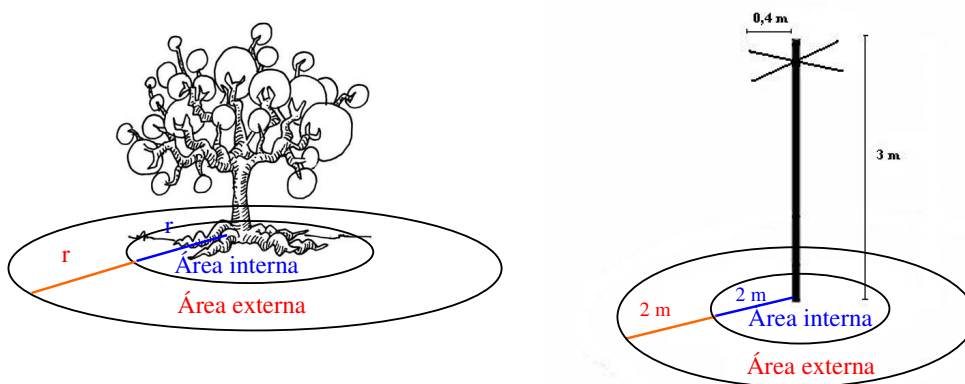


Figura 3. Definição esquemática dos limites interno e externo dos agentes nucleadores

A fim de verificar a eficiência da riqueza e a abundância dos agentes nucleadores, foram delimitadas áreas abertas sem interferência dos agentes nucleadores, localizadas adjacentes ao local onde foi realizado o plantio, chamado aqui de área controle (Figura 2). O limite da área do controle segue o mesmo adotado na área externa do poleiro artificial. Os valores de riqueza e abundância aqui encontrados também foram padronizados em 50 m² para melhor comparação com os agentes nucleadores (Figura 4).

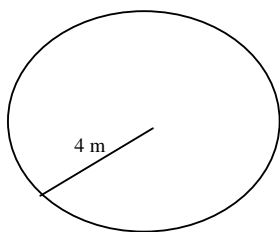


Figura 4. Definição da área do controle.

Devido ao formato da copa de *S. lycocarpum* e diferença nos diâmetros, a área foi baseada no formato elipsóide por esse ser o melhor a caracterizá-la.

$$A_{\text{elip}} = \text{área da elipse}$$

$$A_{\text{elip}} = d_1 d_2 \pi$$

$$d_1 = \text{diâmetro 1 da copa}$$

$$d_2 = \text{diâmetro 2 da copa}$$

$$\pi = 3,1416$$

O cálculo para a área do poleiro artificial e do controle foi baseado no formato do círculo, devido ao tamanho dos raios serem únicos.

$$A_{\text{circ}} = \text{área do círculo}$$

$$A_{\text{circ}} = \pi r^2$$

$$r^2 = \text{raio do círculo elevado ao quadrado}$$

$$\pi = 3,1416$$

6.5. Coleta de Dados

Os indivíduos foram amostrados entre fevereiro e maio de 2008, quando a estação chuvosa ficou mais intensa.

Os agentes nucleadores e o controle analisados foram marcados com plaquetas de alumínio e identificados alfanumericamente em relação à sigla do seu nome e seu referente número (SL01 = *Solanum lycocarpum* número 1; PA01 = Poleiro Artificial número 01; CO01 = Controle número 01, etc.). Os indivíduos lenhosos⁵, como citado em Ratter *et al.* (2003), localizados nas áreas amostrais foram registrados com números de forma contínua. Esses dados foram identificados em planilha de campo para a realização do inventário.

O inventário consistiu na identificação e biometria⁶ de todos os indivíduos na influência da copa dos “agentes nucleadores” e do controle, com exceção dos indivíduos com características graminóides e forrageiras.

⁵ Os indivíduos lenhosos citados por Ratter *et al.* (2003) são aqueles que tem altura mínima de 1,5m e diâmetro maior ou igual a 3 cm.

⁶ Biometria – é aqui descrito como as características físicas ou comportamentais dos seres vivos como a medida de altura e diâmetro dos indivíduos.

A identificação foi obtida até o nível mais específico com ajuda da coleta botânica e posterior comparação com as exsicatas no herbário da Universidade de Brasília (UB). No caso de impossibilidade na identificação, os indivíduos foram identificados apenas em nível de gênero ou definidos como morfoespécie⁷. As espécies identificadas são apresentadas de acordo com o hábito: erva, arbusto ou árvore; ao grupo origem: nativas ou invasoras; e o grupo funcional de dispersão: anemocóricas, autocóricas ou zoocóricas, a que pertencem.

A taxa de cobertura de gramíneas invasoras e/ou ruderais, de gramíneas nativas, de espécies do estrato herbáceo e arbustivo nativas e a estimativa de solo exposto foram estimadas percentualmente de forma visual. A cobertura lenhosa nativa também foi estimada visualmente, mas separada das outras coberturas.

6.6. Índice de Associação

O estudo de comunidades de plantas está diretamente relacionado com o grau de associação entre as espécies e o nível de similaridade entre as amostras, podendo ser positiva, quando as espécies são freqüentemente encontradas crescendo juntas, ou negativa, quando uma das espécies pode ser freqüentemente encontrada sem as outras.

Para medir o grau de similaridade qualitativa, isto é, a presença ou ausência das espécies, usou-se o índice de Sørensen (S_s) e de Jaccard (S_j). O índice de Sørensen tem vantagem sobre os outros índices qualitativos, quando duas áreas amostrais estão sendo comparadas, por dar maior peso para as espécies comuns do que para as espécies exclusivas, como denota o índice de Jaccard (Kent & Coker 1992). Assim, cada espécie tem a mesma chance de estar presente na mesma área (Muller-Dombois & Ellenberg 1974). Esses índices variam de 0 a 1 e a similaridade aumenta com o aumento do índice; em geral, quando ambos os índices marcam acima de 0,5, esses indicam alta similaridade (Ludwig & Reynolds, 1988).

$$S_s = \frac{2a}{a+b+c}$$

S_s = índice de Sørensen
a = número de espécies comum em ambas as áreas amostrais
b = número de espécies presente na amostra 1
c = número de espécies presente na amostra 2

⁷ Morfoespécie é aqui caracterizada pela não identificação do indivíduo em nível de espécie

$$S_j = \frac{a}{a + b + c}$$

S_s = índice de Jaccard
 a = número de espécies comum em ambas as áreas amostrais
 b = número de espécies presente na amostra 1
 c = número de espécies presente na amostra 2

A análise de similaridade foi efetuada usando o programa MVSP (Multi-Variate Statistical Package) versão 3.13n da Kovach Computing Services.

6.7. Análise estatística

A avaliação dos tratamentos foi feita por análise de variância (ANOVA simples) seguida do teste-Q pareado de Tukey para testar a ocorrência de diferenças significativas de riqueza e abundância das amostras, em 50 m², nos limites interno e externo dos agentes nucleadores e no limite do controle.

A comparação entre as percentagens de cobertura de cada amostra foi feita analisando-a em 50 m² nos limites interno e externo dos agentes nucleadores e no limite do controle. Para avaliar se houve diferença significativa entre a percentagem da cobertura, foi feito o teste de Kruskal-Wallis seguido do teste de Mann-Whitney e Bonferroni.

A análise estatística dos tratamentos e da cobertura teve nível de significância menor do que 0,05 ($p < 0,05$). As análises estatísticas foram realizadas no programa PAST - PAleontological STatistics, ver. 1.72 desenvolvido por Øyvind Hammer, D.A.T. Harper e P.D. Ryan.

7. Resultados

Os resultados encontrados no presente trabalho estão inseridos na tabela 1 e serão discutidos a seguir.

Tabela 1. Valores encontrados na área total e na área padronizada (50 m²) de riqueza e abundância e cobertura do solo (%). Valores de médias são seguidos do desvio-padrão (n = 10). Letras iguais juntos aos valores de média não apresentam diferença significativa e letras diferentes apresentam diferença significativa.

	Controle	<i>S. lycocarpum</i>		Poleiro artificial	
		Dentro	Fora	Dentro	Fora
Área total (m ²)	2009,6	609,1	1827,3	502,4	1507,2
Área média (m ²)	201 ± 0	60,9 ± 17,4	182,7 ± 52,2	50,2 ± 0	150,7 ± 0
Riqueza na área total	118	102	115	79	104
Riqueza na área padronizada 50 m ²	117,4	254,0	115,3	221,9	128,1
Riqueza média total 50 m ²	11,7 ^b ± 2	25,4 ^a ± 4	11,5 ^b ± 2,8	22,2 ^a ± 5,6	12,8 ^b ± 2,7
Abundância na área total	1963	956	1508	598	1444
Abundância em área padronizada 50 m ²	488,4	781,9	431,1	595,1	479,0
Abundância média total 50 m ²	48,8 ^b ± 20,8	78,2 ^a ± 14,5	43,1 ^b ± 11,8	59,5 ^b ± 20,2	47,9 ^b ± 11,8
Riqueza spp. anemocóricas na área total	37	34	37	22	35
Riqueza spp. autocóricas na área total	38	32	34	26	32
Riqueza spp. zoocóricas na área total	42	36	42	31	34
Riqueza spp. com síndrome desconhecida na área total	-	-	2	-	3
Riqueza spp. anemocóricas na área padronizada 50 m ²	0,9	2,8	1,5	2,2	1,2
Riqueza spp. autocóricas na área padronizada 50 m ²	1	2,6	1,4	2,6	1,1
Riqueza spp. zoocóricas na área padronizada 50 m ²	1,1	3	1,7	3,1	1,1
Riqueza spp. com síndrome desconhecida na área padronizada 50 m ²	-	-	0,1	-	0,1
Abundância spp. anemocóricas na área total	640	323	553	264	609
Abundância spp. autocóricas na área total	777	373	539	188	489
Abundância spp. zoocóricas na área total	544	260	414	146	342
Abundância spp. com síndrome desconhecida na área total	2	-	2	-	4
Abundância spp. anemocóricas na área padronizada 50 m ²	16,0	26,5	22,7	26,4	20,3
Abundância spp. autocóricas na área padronizada 50 m ²	19,4	30,6	22,1	18,8	16,3
Abundância spp. zoocóricas na área padronizada 50 m ²	13,6	21,3	17	14,6	11,4

Abundância spp. com síndrome desconhecida na área padronizada 50 m ²	0,1	-	0,1	-	0,1
Riqueza spp. nativas na área total	103	93	109	73	94
Riqueza spp. invasoras na área total	4	4	4	3	4
Riqueza spp. indeterminada na área total	11	5	2	3	6
Riqueza spp. nativas na área padronizada 50 m ²	2,6	7,6	4,5	7,3	3,1
Riqueza spp. invasoras na área padronizada 50 m ²	0,1	0,3	0,2	0,3	0,1
Riqueza spp. indeterminada na área padronizada 50 m ²	0,3	0,4	0,1	0,3	0,2
Abundância spp. nativas na área total	1822	822	1376	570	1343
Abundância spp. invasoras na área total	76	100	100	23	81
Abundância spp. indeterminadas na área total	65	34	32	5	20
Abundância spp. nativas na área padronizada 50 m ²	45,6	67,5	56,5	57,0	44,8
Abundância spp. invasoras na área padronizada 50 m ²	1,9	8,2	4,1	2,3	2,7
Abundância spp. indeterminadas na área padronizada 50 m ²	1,6	2,8	1,3	0,5	0,7
Cobertura média estimada do solo exposto (%)	8,8 ^b ± 6,6	11,6 ^b ± 9,7	13,5 ^a ± 6,1	7,8 ^a ± 4,2	6,8 ^a ± 6
Cobertura média estimada de invasoras (%)	13,4 ^a ± 8,4	21,5 ^a ± 11,3	18,3 ^a ± 9,9	27,1 ^a ± 17,4	21,4 ^a ± 13,5
Cobertura média estimada de graminosas nativas (%)	25 ^a ± 8,2	29,6 ^b ± 7,6	22,3 ^a ± 7,2	22,5 ^a ± 10,9	29,6 ^a ± 11,6
Cobertura média estimada de herbáceas e arbustivas nativas (%)	53,9 ^b ± 17,3	37,3 ^b ± 13,7	46,1 ^b ± 15,8	42,6 ^a ± 17,6	42,2 ^b ± 14,4
Cobertura média estimada de lenhosas nativas (%)	21,6 ^b ± 10,7	17,4 ^b ± 10,8	17,9 ^a ± 9,4	13,6 ^b ± 7,5	22,3 ^a ± 9,3
Riqueza spp. exclusivas no hábito herbáceo (%)	18,8	11,1	-	-	-
Riqueza spp. exclusivas no hábito arbustivo (%)	62,5	77,8	45,5	100	75
Riqueza spp. exclusivas no hábito arbóreo (%)	18,8	11,1	54,5	-	25
Abundância spp. exclusivas no hábito herbáceo (%)	10,3	8,3	-	-	-
Abundância spp. exclusivas no hábito arbustivo (%)	65,5	83,3	45,5	100	83,3
Abundância spp. exclusivas no hábito arbóreo (%)	24,1	8,3	54,5	-	16,7
Abundância spp. comuns no hábito herbáceo (%)	24,3	21,4	7,7	18,9	27,7
Abundância spp. comuns no hábito arbustivo (%)	28,6	11,4	23,8	11,7	24,6
Abundância spp. comuns no hábito arbóreo (%)	30,5	13,9	22,8	9,6	23,1
Riqueza média spp. lenhosas na área padronizada 50 m ²	2,6 ± 0,9	4,1 ± 2,1	2,8 ± 0,9	3,6 ± 1,3	3 ± 1,3
Abundância média de indivíduos lenhosos na área padronizada 50 m ²	5,3 ± 2	5,6 ± 3	6,7 ± 3,3	5,3 ± 3,4	5,7 ± 3,5
Altura dos indivíduos lenhosos (m)	0 – 4,5	0 – 3,5	0 – 5,5	0 – 5	0 – 14,4
Diâmetro dos indivíduos lenhosos (cm)	0 – 20	0 – 5	0 – 8	0 – 3	0 – 3,5

7.1. Riqueza e abundância de espécies

Foram registrados, no geral, 956 e 1508 indivíduos distribuídos em 102 e 115 espécies respectivamente nos limites internos e externos de *S. lycocarpum*. Essa distribuição no poleiro

artificial foi de 598 indivíduos, no limite interno, e 1444 indivíduos, no limite externo, entre 79 e 104 espécies, respectivamente. A amostragem na área aberta sem a presença desses agentes nucleadores ou outro tipo de cobertura (controle) foi registrada 1963 indivíduos distribuídos em 118 espécies (Tabela 1).

Os valores de riqueza de espécie citados no parágrafo anterior quando padronizados em 50 m² apresentam riqueza média estimada de 25,4 ± 4 e 11,5 ± 2,8 nos limites interno e externo de *S. lycocarpum*. Nos limites interno e externo do poleiro artificial, as médias da riqueza de espécie foram estimadas em 22,2 ± 5,6 e 12,8 ± 2,7, respectivamente. No limite do controle, a riqueza média estimada foi de 11,7 ± 2 (Tabela 2).

Tabela 2. Estimativa da riqueza de espécies por local amostrado padronizado em 50 m² nos limites internos e externos dos agentes nucleadores – *Solanum lycocarpum* e poleiros artificiais – e no limite do controle.

Amostra	<i>S. lycocarpum</i> (Espécies/50 m ²)		Poleiro artificial (Espécies/50 m ²)		Controle (Espécies/50 m ²)
	Interno	Externo	Interno	Externo	
01	25,5	7,3	29,9	13,3	8,7
02	27,0	12,7	24,9	14,3	11,4
03	20,4	11,8	21,9	15,9	12,7
04	31,2	12,7	29,9	14,3	11,2
05	25,3	13,1	26,9	13,9	12,9
06	22,6	10,9	16,9	6,3	15,9
07	20,1	8,0	20,9	12,9	12,2
08	29,1	16,2	19,9	12,9	10,9
09	22,5	8,9	17,9	14,3	9,2
10	30,3	13,8	12,9	10,0	12,2
Média	25,4	11,5	22,2	12,8	11,7
Desvio-Padrão	4,0	2,8	5,6	2,7	2,0

Os valores médios estimados de abundância de espécie estimados em 50 m² nos limites interno e externo de *S. lycocarpum* foram respectivamente de 78,2 ± 14,5 e 43,1 ± 11,8 indivíduos. Nos limites interno e externo dos poleiros artificiais essas médias foram de 59,5 ± 20,2 e 47,9 ± 11,8 indivíduos, respectivamente. O controle apresentou abundância média de 48,8 ± 20,8 indivíduos (Tabela 3).

Tabela 3. Estimativa da abundância de espécies por local amostrado padronizado em 50 m² nos limites internos e externos dos agentes nucleadores – *Solanum lycocarpum* e poleiros artificiais – e no limite do controle.

Amostra	<i>S. lycocarpum</i> (Indivíduos/50 m ²)		Poleiro artificial (Indivíduos/50 m ²)		Controle (Indivíduos/50 m ²)
	Interno	Externo	Interno	Externo	
01	66,1	33,0	76,6	41,1	31,85
02	63,9	46,7	82,6	44,1	38,32
03	66,5	30,5	45,8	52,4	41,30
04	87,8	37,5	68,7	69,0	25,13
05	98,4	52,3	62,7	51,1	39,31
06	60,7	26,0	39,8	39,8	81,11
07	82,1	41,5	53,7	36,2	61,70
08	95,8	63,9	90,6	66,0	53,24
09	91,8	45,2	46,8	44,8	32,10
10	68,9	54,7	27,9	34,5	84,35
Média	78,2	43,1	59,5	47,9	48,8
Desvio-Padrão	14,5	11,8	20,2	11,8	20,8

Baseando-se nas médias e nos desvios-padrão registrados nos limites analisados, não foi encontrada diferença significativa de riqueza estimada entre os limites internos dos agentes nucleadores. Entretanto esses valores foram significativamente maiores quando comparados com os seus limites externos e com o controle onde não apresentou diferenças significativas nesses (Figura 5, Tabela 4).

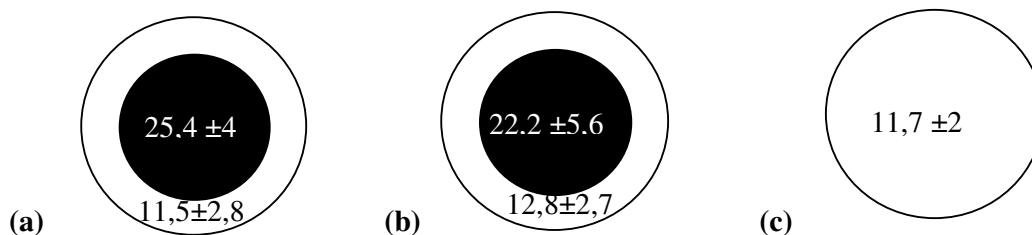


Figura 5. Estimativa das médias e desvios-padrão na riqueza de espécies, padronizadas em 50 m², observados nos limites interno (preto) e externo (branco) de *S. lycocarpum* (a) e do poleiro artificial (b) e no limite do controle (c).

Tabela 4. Riqueza de espécies no limites interno e externo de *S. lycocarpum* e do poleiro artificial e no limite do controle padronizadas em 50 m² de acordo com teste-Q pareado de Tukey (P < 0,05).

Q	P < 0,05	<i>S. lycocarpum</i>		Poleiro artificial		Controle
		Interno	Externo	Interno	Externo	
<i>S. lycocarpum</i>	Interno	-	0,0001335	0,3016	0,0001335	0,0001335
	Externo	11,98	-	0,0001337	0,9365	0,9999
Poleiro artificial	Interno	2,773	9,21	-	0,0001386	0,0001339
	Externo	10,89	1,097	8,114	-	0,9665
Controle		11,8	0,1823	9,028	0,9142	-

Em relação à abundância das espécies, os limites internos dos agentes nucleadores apresentaram diferenças significativamente maiores que o encontrado nos seus limites externos e no controle, sendo que esses não apresentaram diferenças significativas entre si (Figura 6, Tabela 5).

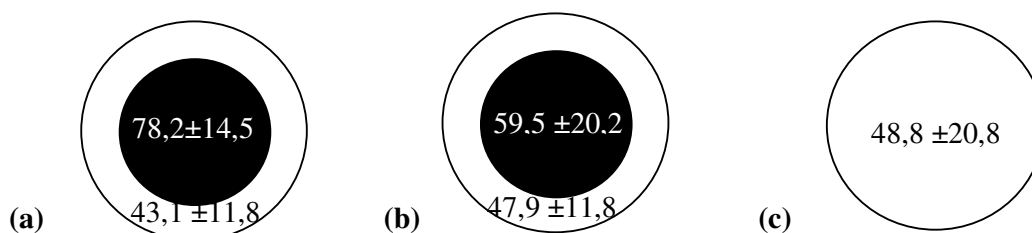


Figura 6. Estimativa das médias e desvios-padrões de indivíduos, padronizadas em 50 m², observados nos limites interno (preto) e externo (branco) de *S. lycocarpum* (a) e dos poleiros artificiais (b) e no limite do controle (c).

Tabela 5. Abundância de espécies no limites interno e externo de *S. lycocarpum* e do poleiro artificial e no limite do controle padronizadas em 50 m² de acordo com teste-Q pareado de Tukey (P < 0,05).

Teste Q	P < 0,05	<i>S. lycocarpum</i>		Poleiro artificial		Controle
		Interno	Externo	Interno	Externo	
<i>S. lycocarpum</i>	Interno	-	0,0002918	0,09449	0,001396	0,002004
	Externo	6,809	-	0,1808	0,9647	0,934
Poleiro artificial	Interno	3,628	3,181	-	0,509	0,5898
	Externo	5,882	0,9271	2,254	-	0,9999
Controle		5,7	1,109	2,072	0,1817	-

7.2. Análise de similaridade

Foram registradas, ao total, 162 espécies, 57 (35,2%) amplamente distribuídas em todos os limites analisados. Das espécies que ocorreram simultaneamente nos limites internos e externos dos agentes nucleadores, *Vernonia herbacea* (Vell.) Rusby e *Tabebuia ochracea* (Cham.) Standl. ocorreram exclusivamente nos limites de *S. lycocarpum* e apenas *Rhodocalyx rotundifolius* Müll. Arg. nos limites do poleiro artificial (Tabela 6).

Das espécies ditas exclusivas, *Acanthospermum australe* (Loefl.) Kuntze, *Heteropterys aphrodisiaca* O. Mach., *Himatanthus obovatus* (Müll. Arg.) Woodson, *Lippia renifolia* Turcz., *Myrcia stricta* (O. Berg) Kiaersk., *Psidium australe* Cambess., *Psidium laruotteanum* Cambess. foram registradas apenas nos limites internos de *S. lycocarpum*. Nos seus limites externos foram registrados exclusivamente *Annona coriacea* Mart., *Cybianthus detergens* Mart., *Cybistax antisyphilitica* (Mart.) Mart., *Eugenia bracteata* Rich., *Hancornia speciosa* Gomes, *Myrocarpus frondosus* Allemão, *Solanum lycocarpum* A. St.-Hil. e *Strychnos pseudoquina* A. St.-Hil. Entretanto, no limite interno uma espécie foi determinada como morfoespécie e uma até gênero (*Eugenia* sp.) e no limite externo, ocorreram duas morfoespécies e uma determinada até gênero (*Cestrum* sp.) (Tabela 6).

No poleiro artificial foi registrado exclusivamente apenas as espécies *Chomelia ribesoides* Benth. ex A. Gray e *Odontadenia* sp. no seu limite interno. No seu limite externo foi registrado exclusivamente *Byrsonima crassa* Nied., *Cissus erosa* L.C.Rich. subsp. *Erosa*, *Odontadenia lútea* (Vell.) Markgr., *Qualea grandiflora* Mart., uma determinada até gênero (*Banisteriopsis* sp.) e três morfoespécies. Enquanto que no controle, as exclusivas foram *Chamaecrista desvauxii* (Collad.) Killip, *Enterolobium ellipticum* Benth., *Erythroxylum deciduum* A. St.-Hil., *Kielmeyera abdita* Saddi, *Kielmeyera coriácea* Mart. & Zucc., *Myrsine guianensis* (Aubl.) Kuntze, *Solanum foederale* M.Nee e *Vernonia buddleiifolia* Mart. ex DC. Sete foram determinada até gênero (*Byrsonima* sp., *Camarea* sp., *Galactea* sp., *Guapira* sp., *Kielmeyera* sp., *Phyllanthus* sp., *Vernonia* sp1.) e uma até morfoespécie (Tabela 6).

Tabela 6. Distribuição da abundância de indivíduos por família e espécie no grupo de origem na área total registradas no limite interno e externo de *S. lycocarpum* (*S. lycocarpum*) e poleiros artificiais (P. artificial) e no controle (contr.).

Legenda: Grupo de origem (ORIG) – nativo = NAT, invasora/ruderal = INV; Síndrome de dispersão (DISP) – autocoria = AUT, anemocoria = ANEMO, zoocoria = ZOO; Hábito (HAB) – erva = ERV, arbustivo = ARB e árvore = ARV; Limite interno = Int e Limite externo = Ext.

Família	Espécie	ORIG	DISP	HAB	<i>S.lycocarpum</i>		P. artificial		Contr.
					Int	Ext	Int	Ext	
Anacardiaceae	<i>Anacardium humile</i> A. St.-Hil.	NAT	ZOO	ARB	2	3		2	
Annonaceae	<i>Annona coriacea</i> Mart.	NAT	ZOO	ARB		7			
Annonaceae	<i>Annona monticola</i> Mart.	NAT	ZOO	ARB	4	6	2	3	6
Annonaceae	<i>Annona tomentosa</i> R. E. Fr.	NAT	ZOO	ARB	7	7	1	4	7
Annonaceae	<i>Annona warmingiana</i> Mello-Silva & Pirani.	NAT	ZOO	ARB	3	6	1		
Apocynaceae	<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	NAT	ANEMO	ARV	3	7	5	10	24
Apocynaceae	<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	NAT	ANEMO	ARV	9	30	31	56	52
Apocynaceae	<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	NAT	ZOO	ARV		3			
Apocynaceae	<i>Himatanthus obovatus</i> (Müll. Arg.) Woodson	NAT	ANEMO	ARV	1				
Apocynaceae	<i>Odontadenia lutea</i> (Vell.) Markgr.	NAT	ANEMO	ARV				1	
Apocynaceae	<i>Rhodocalyx rotundifolius</i> Müll. Arg.	NAT	ANEMO	ARB	1			1	
Asteraceae	<i>Aspilia setosa</i> Griseb.	NAT	ANEMO	ERV		1			2
Asteraceae	<i>Elephantopus biflorus</i> (Less.) Sch. Bip.	NAT	ANEMO	ERV	6	3	1		
Asteraceae	<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.	NAT	ANEMO	ARV	1				1
Asteraceae	<i>Hoehnephytum trixoides</i> (Gardner) Cabrera	NAT	ANEMO	ERV	6	1	3	1	6
Asteraceae	<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker	NAT	ANEMO	ARV	1			1	1
Asteraceae	<i>Pterocaulon lanatum</i> Kuntze	NAT	ANEMO	ARB		1		1	6
Asteraceae	<i>Trichogonia salviifolia</i> Gardner	NAT	ANEMO	ERV		1		2	
Asteraceae	<i>Vernonia aurea</i> Mart. ex DC.	NAT	ANEMO	ARB	64	197	106	241	156
Asteraceae	<i>Vernonia bardanoides</i> Less.	NAT	ANEMO	ARB	7	5		7	26
Asteraceae	<i>Vernonia buddleiifolia</i> Mart. ex DC.	NAT	ANEMO	ARB					1
Asteraceae	<i>Vernonia herbacea</i> (Vell.) Rusby	NAT	ANEMO	ARB	1	1			
Asteraceae	<i>Vernonia rubriramea</i> Mart. ex DC.	NAT	ANEMO	ARB	2	7	2	5	8
Asteraceae	<i>Viguiera robusta</i> Gardner	NAT	AUTO	ARB	1	1		3	10
Bignoniaceae	<i>Anaemopegma avense</i> (Vell.) Stellfeld ex de Souza	NAT	ANEMO	ARB	4	6	1	4	1
Bignoniaceae	<i>Anaemopegma glaucum</i> Mart. Ex DC.	NAT	ANEMO	ARB		3		2	7
Bignoniaceae	<i>Arrabidaea sceptrum</i> (Cham.)	NAT	ANEMO	ARB	2	9	3	4	5

Tabela 6. Distribuição da abundância de indivíduos por família e espécie no grupo de origem na área total registradas no limite interno e externo de *S. lycocarpum* (*S. lycocarpum*) e poleiros artificiais (P. artificial) e no controle (contr.).

Legenda: Grupo de origem (ORIG) – nativo = NAT, invasora/ruderal = INV; Síndrome de dispersão (DISP) – autocoria = AUT, anemocoria = ANEMO, zoocoria = ZOO; Hábito (HAB) – erva = ERV, arbustivo = ARB e árvore = ARV; Limite interno = Int e Limite externo = Ext.

Família	Espécie	ORIG	DISP	HAB	<i>S.lycocarpum</i>		P. artificial		Contr.	
					Int	Ext	Int	Ext		
	Sandwith									
Bignoniaceae	<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	NAT	ANEMO	ARV		1				
Bignoniaceae	<i>Jacaranda ulei</i> Bureau & K. Schum.	NAT	ANEMO	ARB	18	38	26	43	31	
Bignoniaceae	<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook. f. ex S. Moore	NAT	ANEMO	ARV	1	2		2	3	
Bignoniaceae	<i>Tabebuia ochracea</i> (Cham.) Standl.	NAT	ANEMO	ARV	2	6				
Bignoniaceae	<i>Tabebuia serratifolia</i> (Vahl) G. Nicholson	NAT	ANEMO	ARV	1	8	1	4	3	
Bignoniaceae	<i>Zeyheria montana</i> Mart.	NAT	ANEMO	ARV			1	2		
Burseraceae	<i>Protium ovatum</i> Engl.	NAT	ZOO	ARV	2	14	6	13	30	
Caryocaraceae	<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	NAT	ZOO	ARV	1	1	1	2	5	
Celastraceae	<i>Plenckia populnea</i> Reissek	NAT	ANEMO	ARV		1			1	
Celastraceae	<i>Salacia crassifolia</i> (Mart. ex Schult.) G. Don	NAT	ZOO	ARB		4	1		6	
Chrysobalanaceae	<i>Parinari obtusifolia</i> Hook. f.	NAT	ZOO	ARB				6	2	
Clusiaceae	<i>Kielmeyera abdita</i> Saddi	NAT	ANEMO	ARB					1	
Clusiaceae	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	NAT	ANEMO	ARV					2	
Connaraceae	<i>Connarus suberosus</i> Planch.	NAT	ZOO	ARV	3	2	3	2	9	
Dilleniaceae	<i>Davilla elliptica</i> A. St.-Hil.	NAT	AUTO	ARV	1		5	2		
Ebenaceae	<i>Diospyros burchellii</i> Hiern	NAT	ZOO	ARV		1			6	
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum campestre</i> A. St.-Hil.	NAT	ZOO	ARB	9	2	2	7	18	
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.	NAT	ZOO	ARB					1	
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum suberosum</i> A. St.-Hil.	NAT	ZOO	ARB			5		2	
Euphorbiaceae	<i>Croton antisyphiliticus</i> Mart.	NAT	AUTO	ARB	29	64		13	11	
Euphorbiaceae	<i>Croton campestris</i> A. St.-Hil.	NAT	AUTO	ARB	29	67	19	70	187	
Euphorbiaceae	<i>Croton goyazensis</i> Müll. Arg.	NAT	AUTO	ARB	22	38	11	21	73	
Euphorbiaceae	<i>Julocroton humilis</i> Müll. Arg.	NAT	AUTO	ARB	4	2		2	14	
Euphorbiaceae	<i>Manihot gracilis</i> Pohl	NAT	AUTO	ARB	2	10	3	9	9	
Euphorbiaceae	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	NAT	AUTO	ARB	18	20	18	39	76	
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	NAT	AUTO	ARB	3	1	1			
Fabaceae	<i>Acosmium dasycarpum</i> (Vogel) Yakovlev	NAT	AUTO	ARV		2		6	1	

Tabela 6. Distribuição da abundância de indivíduos por família e espécie no grupo de origem na área total registradas no limite interno e externo de *S. lycocarpum* (*S. lycocarpum*) e poleiros artificiais (P. artificial) e no controle (contr.).

Legenda: Grupo de origem (ORIG) – nativo = NAT, invasora/ruderal = INV; Síndrome de dispersão (DISP) – autocoria = AUT, anemocoria = ANEMO, zoocoria = ZOO; Hábito (HAB) – erva = ERV, arbustivo = ARB e árvore = ARV; Limite interno = Int e Limite externo = Ext.

Família	Espécie	ORIG	DISP	HAB	<i>S.lycocarpum</i>		P. artificial		Contr.
					Int	Ext	Int	Ext	
Fabaceae	<i>Andira paniculata</i> Benth.	NAT	ZOO	ARV	1		1	1	
Fabaceae	<i>Bauhinia bongardii</i> Steud.	NAT	AUTO	ARB	2	2		1	9
Fabaceae	<i>Bauhinia holophylla</i> (Bong.) Steud.	NAT	AUTO	ARB	2	1		1	1
Fabaceae	<i>Bauhinia pulchella</i> Benth.	NAT	AUTO	ARB	20	28	10	16	51
Fabaceae	<i>Calliandra dysantha</i> Benth.	NAT	AUTO	ARB	112	133	39	124	61
Fabaceae	<i>Chamaecrista desvauxii</i> (Collad.) Killip	NAT	AUTO	ARB					1
Fabaceae	<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	NAT	ANEMO	ARV	1	4	6	9	13
Fabaceae	<i>Enterolobium ellipticum</i> Benth.	NAT	ZOO	ARV					4
Fabaceae	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	NAT	ZOO	ARV	1	4	1	3	
Fabaceae	<i>Machaerium opacum</i> Vogel	NAT	ANEMO	ARV	2	1		5	29
Fabaceae	<i>Mimosa nuda</i> Benth.	NAT	AUTO	ARB	9	13	7	26	33
Fabaceae	<i>Mimosa somnians</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	NAT	AUTO	ARB	7	3	2		5
Fabaceae	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	NAT	ANEMO	ARV		10			
Fabaceae	<i>Periandra mediterranea</i> (Vell.) Taub.	NAT	AUTO	ARB	3	5	1	1	
Fabaceae	<i>Senna rugosa</i> (G. Don) H.S. Irwin & Barneby	NAT	AUTO	ARB	2	8	1	7	17
Fabaceae	<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	NAT	AUTO	ARV		1		1	
Fabaceae	<i>Vigna firmula</i> (Mart. ex Benth.) Maréchal, Mascherpa & Stainier	NAT	AUTO	ARB	1	1		3	10
Flacourtiaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	NAT	ZOO	ARV	12	29	5	29	20
Lamiaceae	<i>Aegiphila lhotskiana</i> Cham.	NAT	ZOO	ARV	1	5	5	5	4
Lamiaceae	<i>Hyptis balansae</i> Briq.	NAT	AUTO	ARB			3	11	11
Lamiaceae	<i>Hyptis crenata</i> Pohl ex Benth.	NAT	AUTO	ARB	1	1	1	2	12
Lamiaceae	<i>Hyptis reticulata</i> Mart. ex Benth.	NAT	AUTO	ARB	1			2	6
Lamiaceae	<i>Hyptis taciana</i> Harley	NAT	AUTO	ARB	18	28	18	33	44
Lithraceae	<i>Cuphea spermacoce</i> A. St.-Hil.	NAT	AUTO	ERV	1	1	1	1	14
Lithraceae	<i>Diplusodon oblongus</i> Pohl	NAT	AUTO	ARB	5	6	2	9	12
Loganiaceae	<i>Strychnos pseudoquina</i> A. St.-Hil.	NAT	ZOO	ARV		2			

Tabela 6. Distribuição da abundância de indivíduos por família e espécie no grupo de origem na área total registradas no limite interno e externo de *S. lycocarpum* (*S. lycocarpum*) e poleiros artificiais (P. artificial) e no controle (contr.).

Legenda: Grupo de origem (ORIG) – nativo = NAT, invasora/ruderal = INV; Síndrome de dispersão (DISP) – autocoria = AUT, anemocoria = ANEMO, zoocoria = ZOO; Hábito (HAB) – erva = ERV, arbustivo = ARB e árvore = ARV; Limite interno = Int e Limite externo = Ext.

Família	Espécie	ORIG	DISP	HAB	<i>S.lycocarpum</i>		P. artificial		Contr.
					Int	Ext	Int	Ext	
Malpighiaceae	<i>Banisteriopsis argyrophylla</i> (A. Juss.) B. Gates	NAT	ANEMO	ARB	3	1	3	8	7
Malpighiaceae	<i>Banisteriopsis campestris</i> (A. Juss.) Little	NAT	ANEMO	ARB	30	24	13	19	11
Malpighiaceae	<i>Banisteriopsis gardneriana</i> (A. Juss.) W.R. Anderson & B. Gates	NAT	ANEMO	ARB		1	2	15	7
Malpighiaceae	<i>Banisteriopsis latifolia</i> (A. Juss.) B. Gates	NAT	ANEMO	ARB	2	3	1	5	4
Malpighiaceae	<i>Banisteriopsis malifolia</i> (Nees & Mart.) B. Gates	NAT	ANEMO	ARB	1	5		1	
Malpighiaceae	<i>Banisteriopsis stellaris</i> (Griseb.) B. Gates	NAT	ANEMO	ARB	27	63	27	81	138
Malpighiaceae	<i>Byrsonima crassa</i> Nied.	NAT	ZOO	ARB				1	
Malpighiaceae	<i>Byrsonima</i> sp.	NAT	ZOO	ARB					2
Malpighiaceae	<i>Heteropterys aphrodisiaca</i> O. Mach.	NAT	ANEMO	ARB	1				
Malpighiaceae	<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A. Juss.	NAT	ANEMO	ARV	26	17	7	1	5
Malpighiaceae	<i>Peixotoa reticulata</i> Griseb.	NAT	ANEMO	ARB	3	2		3	2
Malvaceae	<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl.	NAT	ZOO	ARV		1	2		
Malvaceae	<i>Hibiscus pohlii</i> Gürke	NAT	ZOO	ERV	3	4	1	3	7
Malvaceae	<i>Peltaea speciosa</i> (Kunth) Standl.	NAT	AUTO	ARB	11	6		5	
Melastomataceae	<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	NAT	ZOO	ARV	2		5	15	9
Menispermaceae	<i>Cissampelos ovalifolia</i> DC.	NAT	ZOO	ARB	30	51	22	42	29
Moraceae	<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	NAT	ZOO	ARV	1	14	5	10	15
Myrsinaceae	<i>Cybianthus detergens</i> Mart.	NAT	ZOO	ARV		3			
Myrsinaceae	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	NAT	ZOO	ARV					1
Myrsinaceae	<i>Rapanea guianensis</i> Aubl.	NAT	ZOO	ARV	1	5	2	1	4
Myrtaceae	<i>Campomanesia pubescens</i> (DC.) O. Berg	NAT	ZOO	ARB	39	48	23	46	126
Myrtaceae	<i>Eugenia bracteata</i> Rich.-	NAT	ZOO	ARB		2			
Myrtaceae	<i>Eugenia calycina</i> Cambess.	NAT	ZOO	ARB	3	4	1	4	9
Myrtaceae	<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	NAT	ZOO	ARB		1		1	

Tabela 6. Distribuição da abundância de indivíduos por família e espécie no grupo de origem na área total registradas no limite interno e externo de *S. lycocarpum* (*S. lycocarpum*) e poleiros artificiais (P. artificial) e no controle (contr.).

Legenda: Grupo de origem (ORIG) – nativo = NAT, invasora/ruderal = INV; Síndrome de dispersão (DISP) – autocoria = AUT, anemocoria = ANEMO, zoocoria = ZOO; Hábito (HAB) – erva = ERV, arbustivo = ARB e árvore = ARV; Limite interno = Int e Limite externo = Ext.

Família	Espécie	ORIG	DISP	HAB	<i>S.lycocarpum</i>		P. artificial		Contr.
					Int	Ext	Int	Ext	
Myrtaceae	<i>Eugenia sp.</i>	NAT	ZOO	ARB	1				
Myrtaceae	<i>Myrcia cordifolia</i> O. Berg	NAT	ZOO	ARB	33	25	4	13	37
Myrtaceae	<i>Myrcia dictyophylla</i> (O. Berg) Mattos & D. Legrand	NAT	ZOO	ARB	6	2			7
Myrtaceae	<i>Myrcia stricta</i> (O. Berg) Kiaersk.	NAT	ZOO	ARB	3				
Myrtaceae	<i>Psidium australe</i> Cambess.	NAT	ZOO	ARB	1				
Myrtaceae	<i>Psidium laruotteanum</i> Cambess.	NAT	ZOO	ARB	1				
Myrtaceae	<i>Psidium myrsinoides</i> O. Berg	NAT	ZOO	ARB	7	16	7	16	13
Myrtaceae	<i>Psidium pohlianum</i> O. Berg	NAT	ZOO	ARV	3	16	4	10	14
Nyctaginaceae	<i>Guapira graciliflora</i> (Schmidt) Lundell	NAT	ZOO	ARV	1	1	1	13	7
Nyctaginaceae	<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	NAT	ZOO	ARV		3		4	9
Nyctaginaceae	<i>Neea theifera</i> Oerst.	NAT	ZOO	ARV	20	20	4	14	3
Ochnaceae	<i>Ouratea floribunda</i> Engl.	NAT	ZOO	ARB	13	12	4	7	25
Ochnaceae	<i>Ouratea hexasperma</i> (A. St.-Hil.) Baill.	NAT	ZOO	ARV	4	13	5	13	15
Rubiaceae	<i>Chomelia ribesoides</i> Benth. ex A. Gray	NAT	ZOO	ARB			1		
Rubiaceae	<i>Palicourea rigida</i> Kunth	NAT	ZOO	ARV	1			1	1
Rubiaceae	<i>Staelia capitata</i> K. Schum.	NAT	ZOO	ERV	2	5	1	1	12
Rutaceae	<i>Spiranthera odoratissima</i> A. St.-Hil.	NAT	AUTO	ARB	4	3	2		1
Sapindaceae	<i>Serjania lethalis</i> A. St.-Hil.	NAT	ANEMO	ARB	2	2	1	1	
Smilacaceae	<i>Smilax goyazana</i> A. DC.	NAT	ZOO	ARB	29	60	21	39	47
Solanaceae	<i>Solanum foederale</i> M.Nee	NAT	ZOO	ERV					1
Solanaceae	<i>Solanum lycocarpum</i> A. St.-Hil.	NAT	ZOO	ARV		3			
Turneraceae	<i>Turnera lamiifolia</i> Cambess.	NAT	AUTO	ERV	11	32	29	35	32
Turneraceae	<i>Turnera longiflora</i> Cambess.	NAT	AUTO	ARB				3	1
Verbenaceae	<i>Lippia lacunosa</i> Mart. & Schauer	NAT	AUTO	ARB			1	2	5
Verbenaceae	<i>Lippia renifolia</i> Turcz.	NAT	AUTO	ARB	2				
Verbenaceae	<i>Lippia rotundifolia</i> Cham.	NAT	AUTO	ERV	3	3	1	3	13
Verbenaceae	<i>Lippia sericea</i> Cham.	NAT	AUTO	ARB	16	27	6	14	20
Verbenaceae	<i>Lippia sidoides</i> Cham.	NAT	AUTO	ARB	1	1			1

Tabela 6. Distribuição da abundância de indivíduos por família e espécie no grupo de origem na área total registradas no limite interno e externo de *S. lycocarpum* (*S. lycocarpum*) e poleiros artificiais (P. artificial) e no controle (contr.).

Legenda: Grupo de origem (ORIG) – nativo = NAT, invasora/ruderal = INV; Síndrome de dispersão (DISP) – autocoria = AUT, anemocoria = ANEMO, zoocoria = ZOO; Hábito (HAB) – erva = ERV, arbustivo = ARB e árvore = ARV; Limite interno = Int e Limite externo = Ext.

Família	Espécie	ORIG	DISP	HAB	<i>S.lycocarpum</i>		P. artificial		Contr.
					Int	Ext	Int	Ext	
Verbenaceae	<i>Stachytarpheta hispida</i> Nees & Mart.	NAT	ZOO	ARB	5	7	1		24
Viscaceae	<i>Cissus erosa</i> L.C.Rich. subsp. <i>Erosa</i>	NAT	ZOO	ARB				3	
Vochysiaceae	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	NAT	ANEMO	ARV				2	
Vochysiaceae	<i>Qualea multiflora</i> Mart.	NAT	ANEMO	ARV	1	1	1		2
Asteraceae	<i>Acanthospermum australe</i> (Loefl.) Kuntze	INV	ANEMO	ERV	1				
Asteraceae	<i>Ageratum conyzoides</i> Sieber ex Steud.	INV	ANEMO	ERV	57	41	4	38	46
Asteraceae	<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	INV	ANEMO	ERV	36	48	3	23	24
Fabaceae	<i>Aeschynomene paniculata</i> Willd. ex Vogel	INV	AUTO	ARB		4		4	2
Malvaceae	<i>Waltheria indica</i> L.	INV	AUTO	ARB	6	5	4	16	4
Apocynaceae	<i>Odontadenia sp.</i>		ANEMO	ARB			1		
Asteraceae	<i>Vernonia sp1.</i>		ANEMO	ARB					8
Clusiaceae	<i>Kielmeyera sp.</i>		ANEMO	ARB					1
Euphorbiaceae	<i>Croton sp.</i>		AUTO	ARB	18	13	3		9
Euphorbiaceae	<i>Mabea sp.</i>		AUTO	ARB			2	1	2
Euphorbiaceae	<i>Phyllanthus sp.</i>		AUTO	ERV					1
Fabaceae	<i>Clitoria sp.</i>		AUTO	ARB	2	2		1	2
Fabaceae	<i>Eriosema sp.</i>		AUTO	ARB	7	10	1	9	24
Fabaceae	<i>Galactea</i> SP.		AUTO	ARB					1
Fabaceae	morfoespécie 1			ARB		1			
Flacourtiaceae	<i>Casearia sp.</i>		ZOO	ARB	6	3		3	12
Malpighiaceae	<i>Banisteriopsis sp.</i>		ANEMO	ARB				2	
Malpighiaceae	<i>Camarea sp.</i>		ANEMO	ARB					1
Nyctaginaceae	<i>Guapira sp.</i>		ZOO	ARB					2
Rubiaceae	morfoespécie 2			ARB				1	
Solanaceae	<i>Cestrum sp.</i>		ZOO	ARB		1			
	morfoespécie 3			ERV					1
	morfoespécie 4			ARB		1			
	morfoespécie 5			ARB				1	
	morfoespécie 6			ARB				2	
	morfoespécie 7			ARB	1				

A similaridade qualitativa de Sørensen em relação à ocorrência de espécies amplamente distribuída em todos os limites analisados é considerada alta $0,56 \pm 0,1$ (Figura 7) corroborado com os resultados encontrados acima. O índice de Jaccard foi considerado baixo $0,39 \pm 0,09$ (Figura 8) e denotando a baixa ocorrência de espécies exclusivas, esse valor também corroborou com os resultados encontrados acima.

O padrão de similaridade de Sørensen e Jaccard também foi observado, respectivamente, ao comparar os limites de *S. lycocarpum* e o controle, $0,57 \pm 0,09$ (Figura 9) e $0,41 \pm 0,09$ (Figura 10), os limites do poleiro artificial e o controle, $0,56 \pm 0,1$ (Figura 11) e $0,39 \pm 0,09$ (Figura 12) e entre os limites de *S. lycocarpum* e do poleiro, $0,55 \pm 0,1$ (Figura 13) e $0,38 \pm 0,09$ (Figura 14).

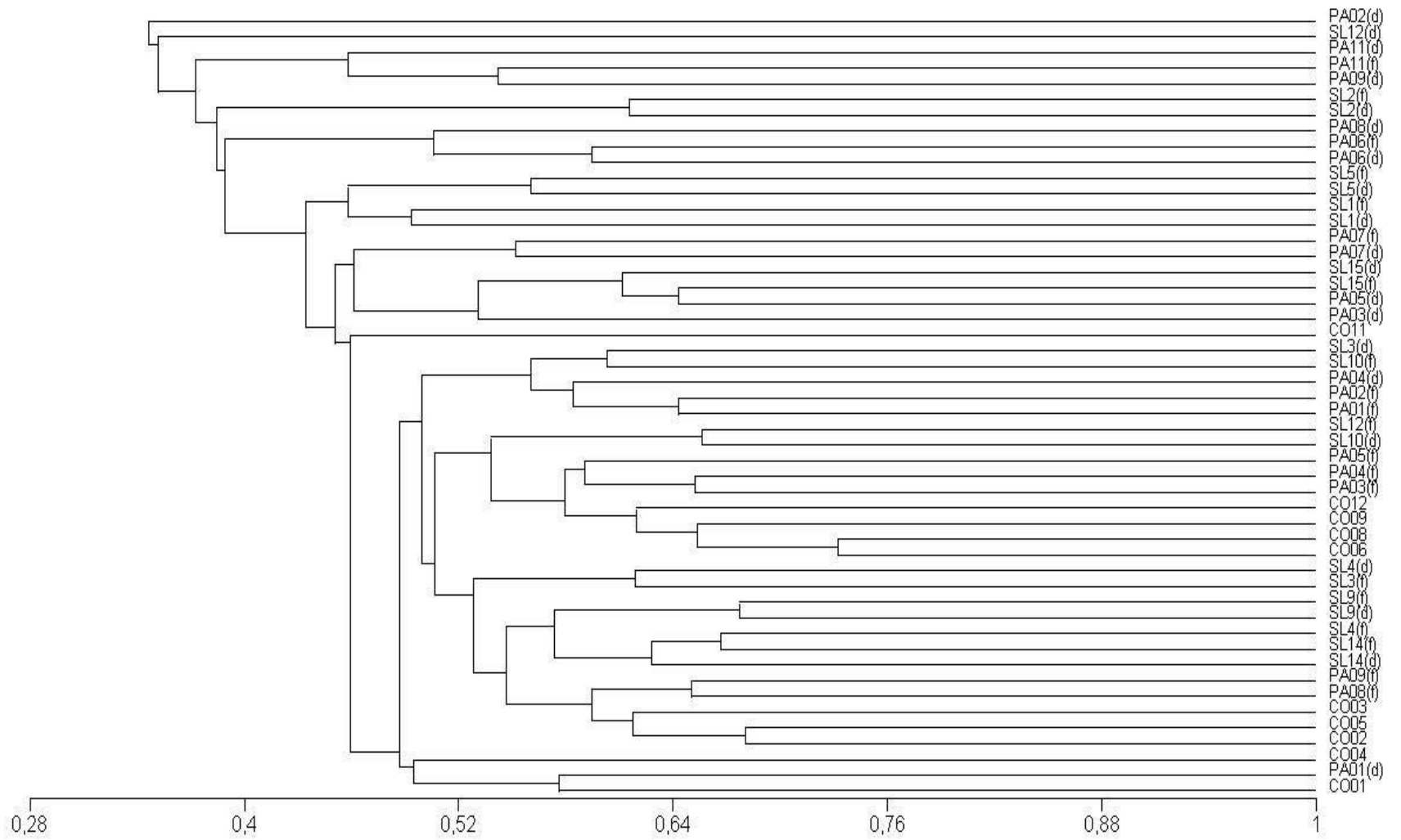


Figura 7. Similaridade qualitativa de Sørensen entre as espécies observadas nos limites de *S. lycocarpum*, do poleiro artificial e do controle.

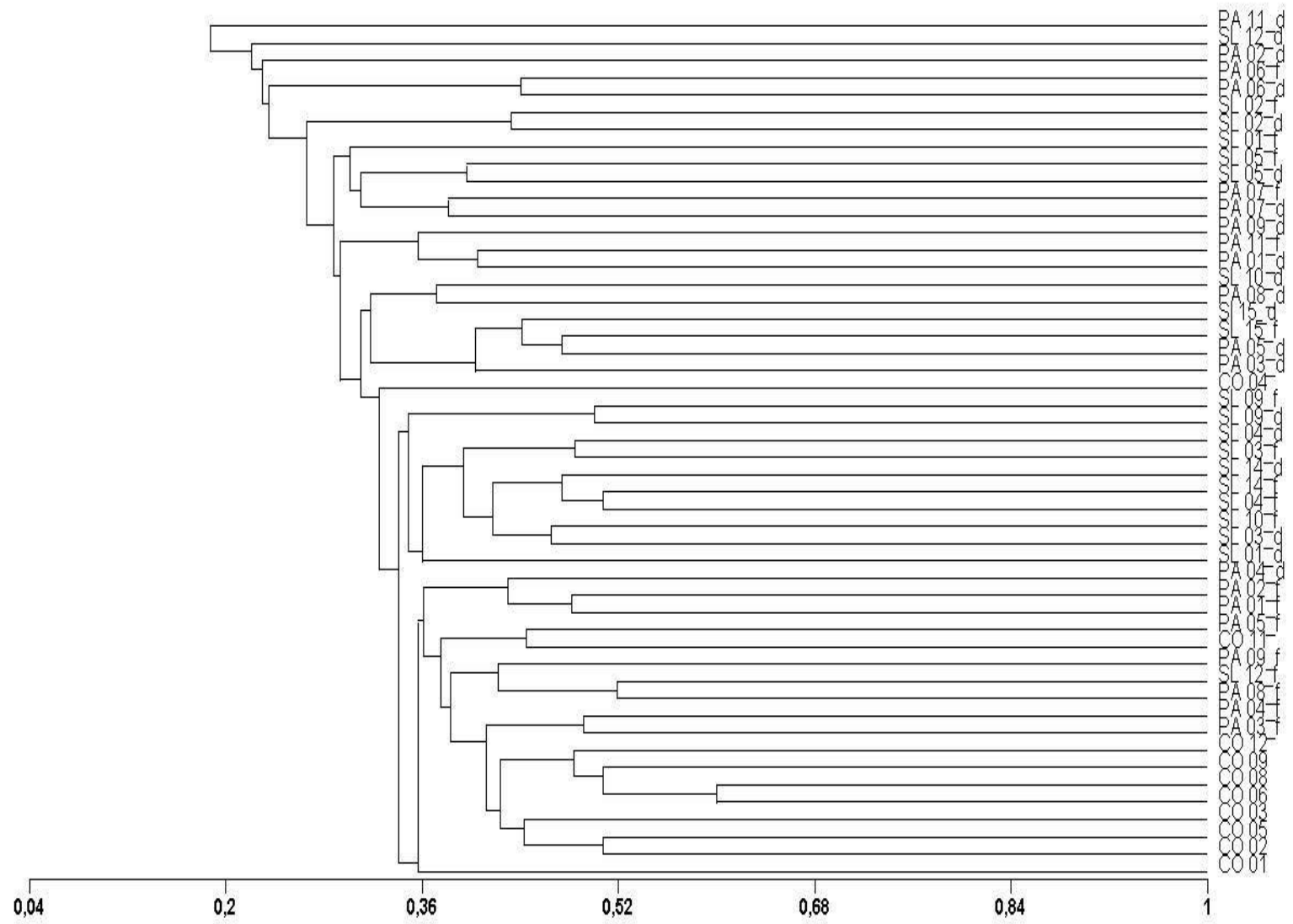


Figura 8. Similaridade qualitativa de Jaccard entre as espécies observadas nos limites de *S. lycocarpum*, do poleiro artificial e do controle.

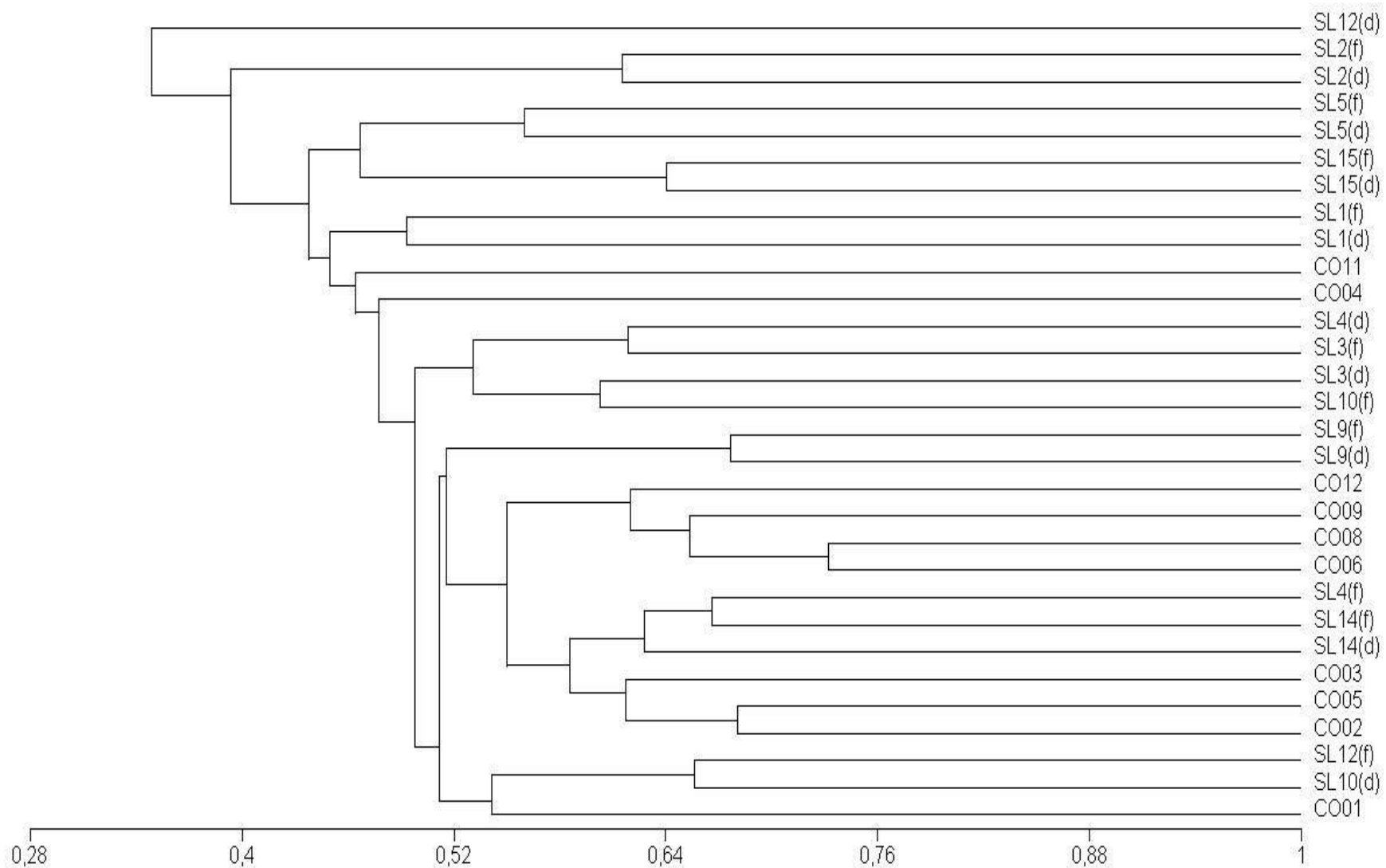


Figura 9. Similaridade qualitativa de Sørensen entre as espécies observadas nos limites de *S. lycocarpum* e do controle.

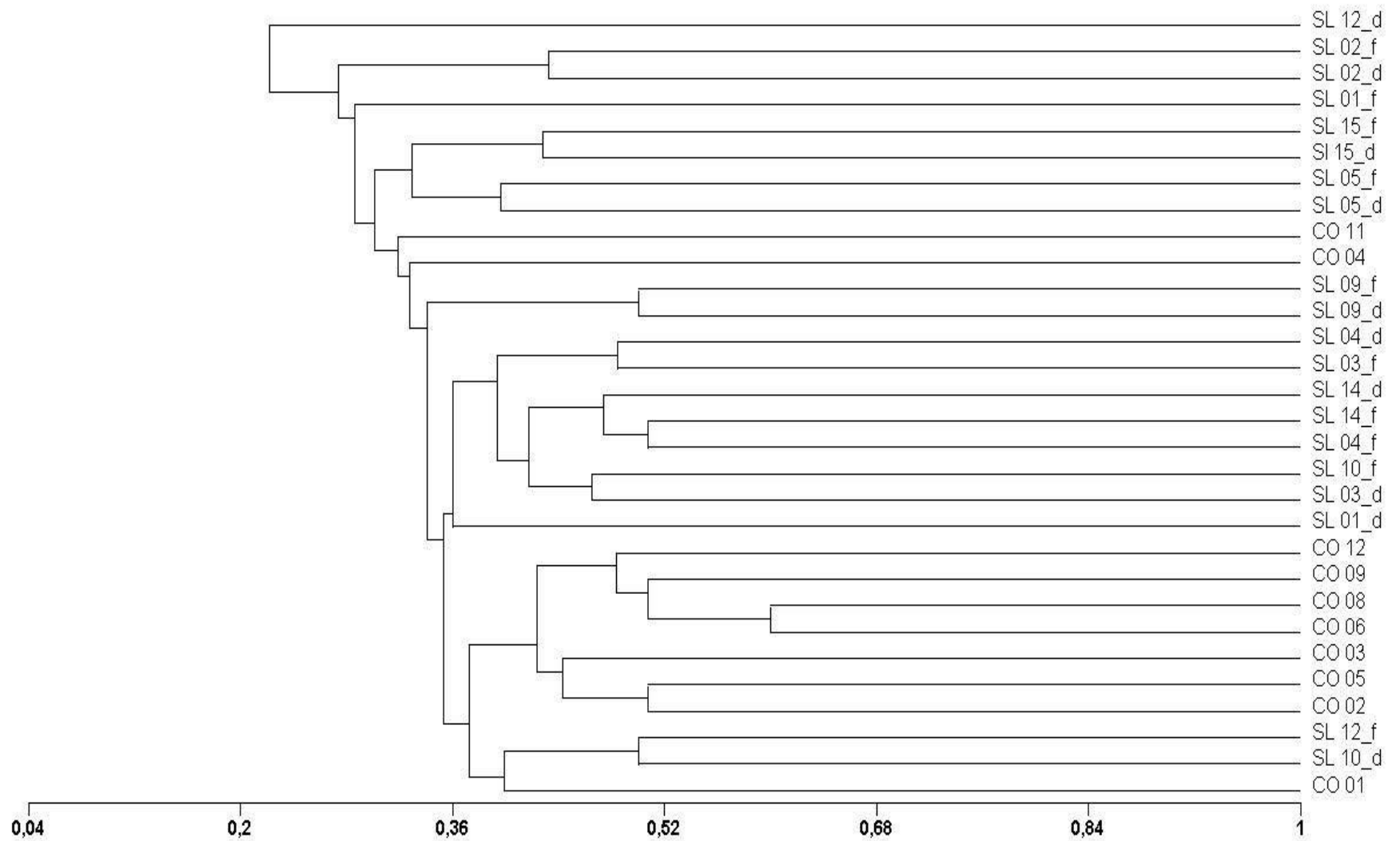


Figura 10. Similaridade qualitativa de Jaccard entre as espécies observadas nos limites de *S. lycocarpum* e do controle.

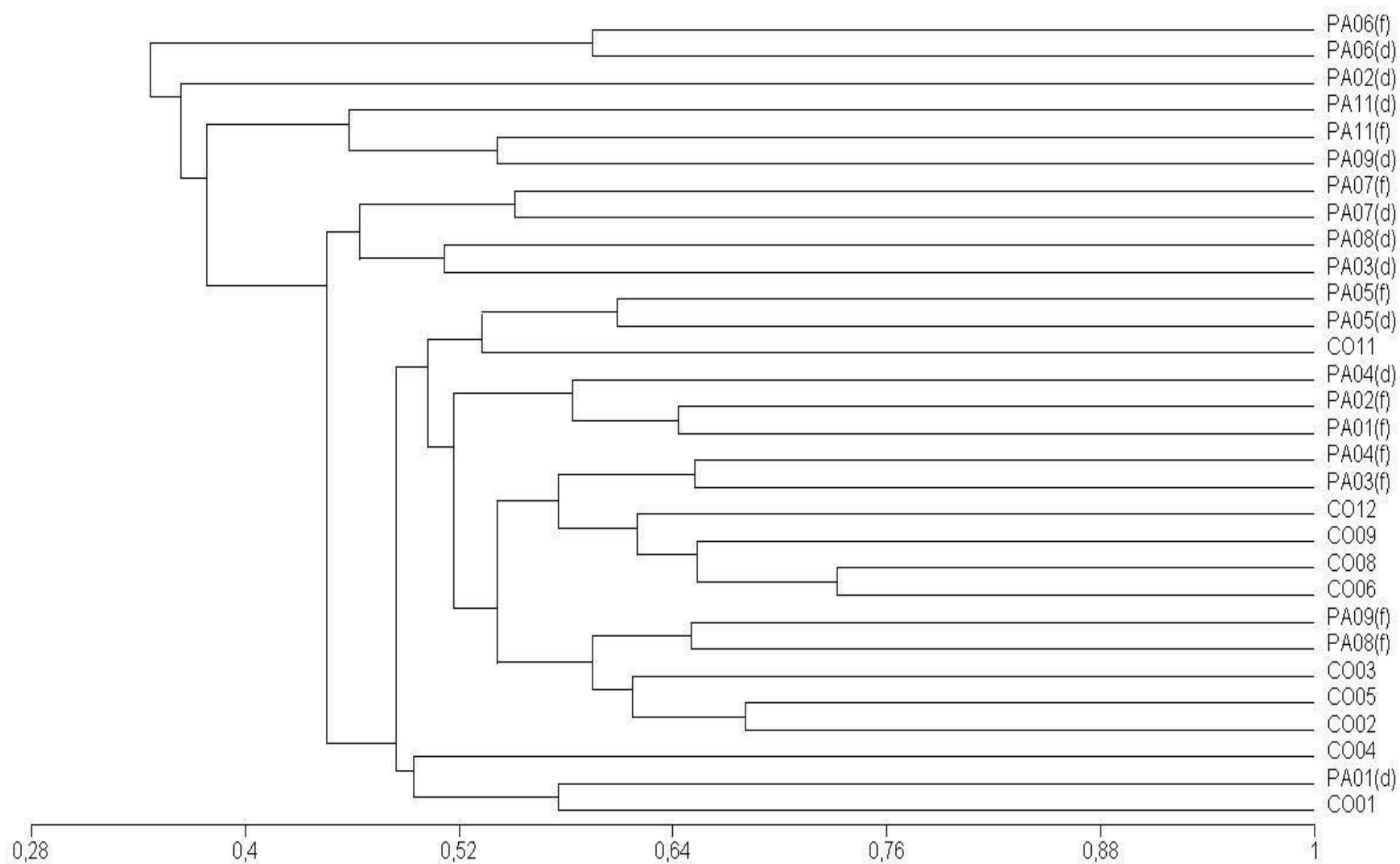


Figura 11. Similaridade qualitativa de Sørensen entre as espécies observadas nos limites do poleiro artificial e do controle.

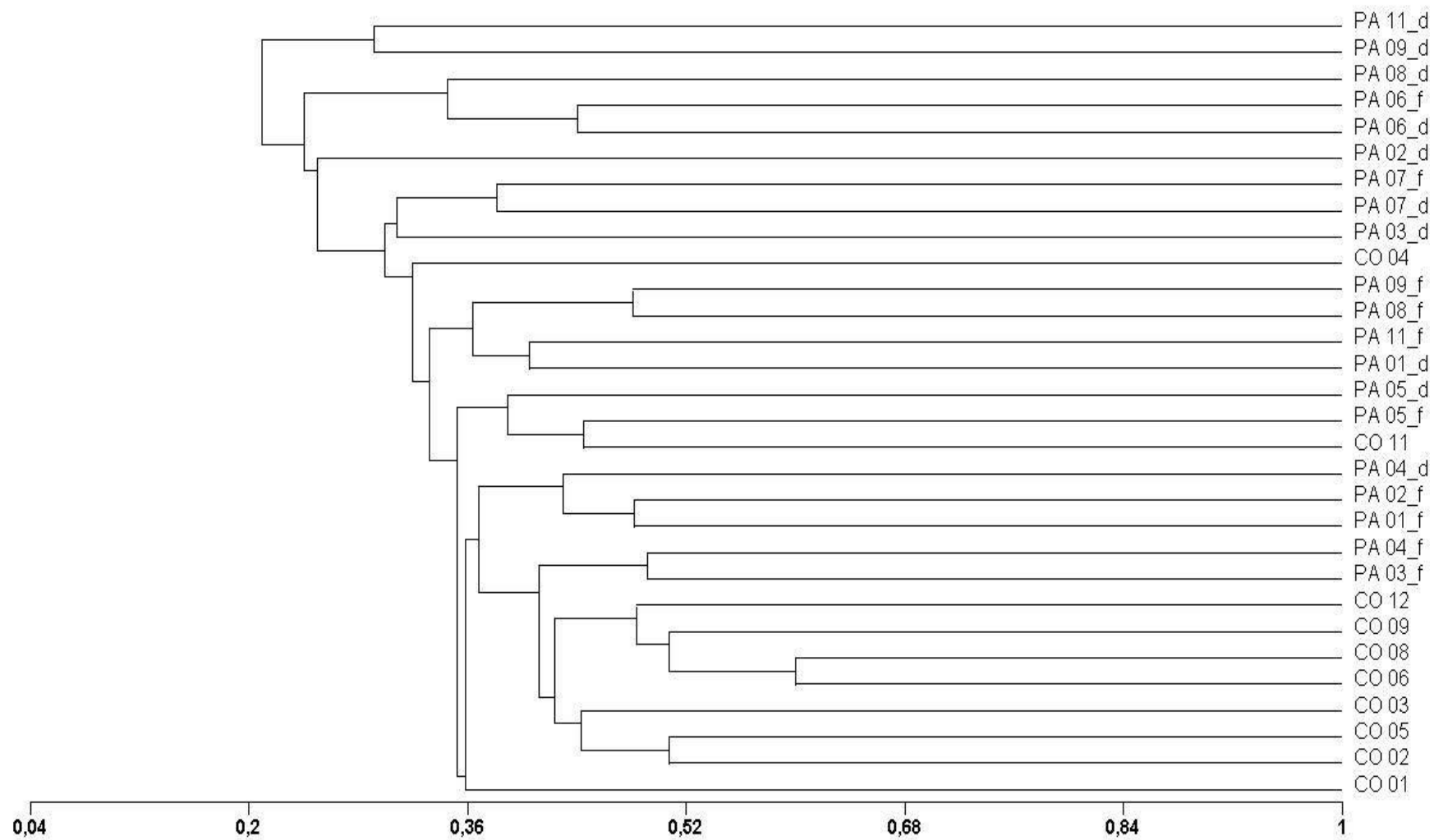


Figura 12. Similaridade qualitativa de Jaccard entre as espécies observadas nos limites do poleiro artificial e do controle.

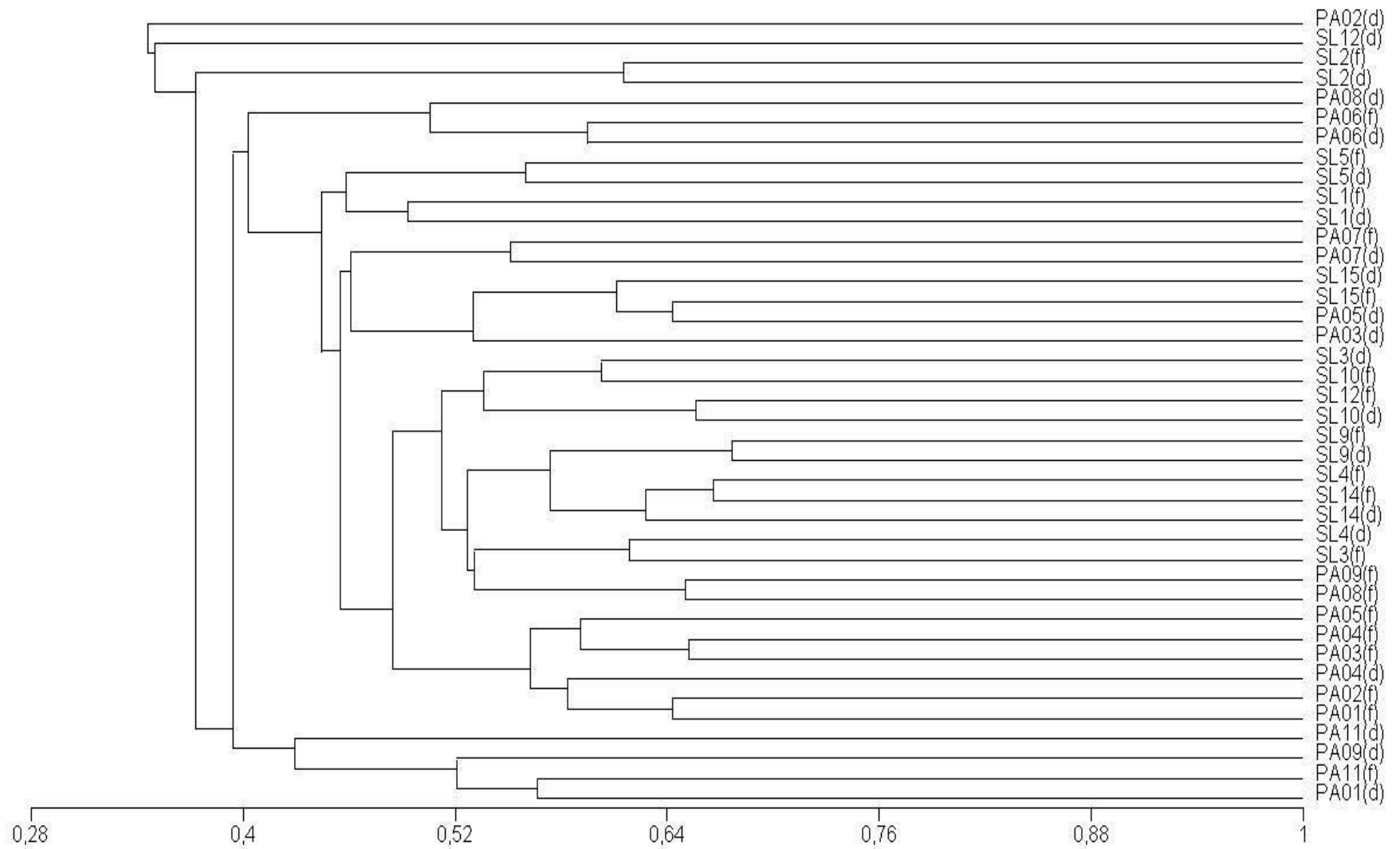


Figura 13. Similaridade qualitativa de Sørensen entre as espécies observadas nos limites de *S. lycocarpum* e do poleiro artificial.

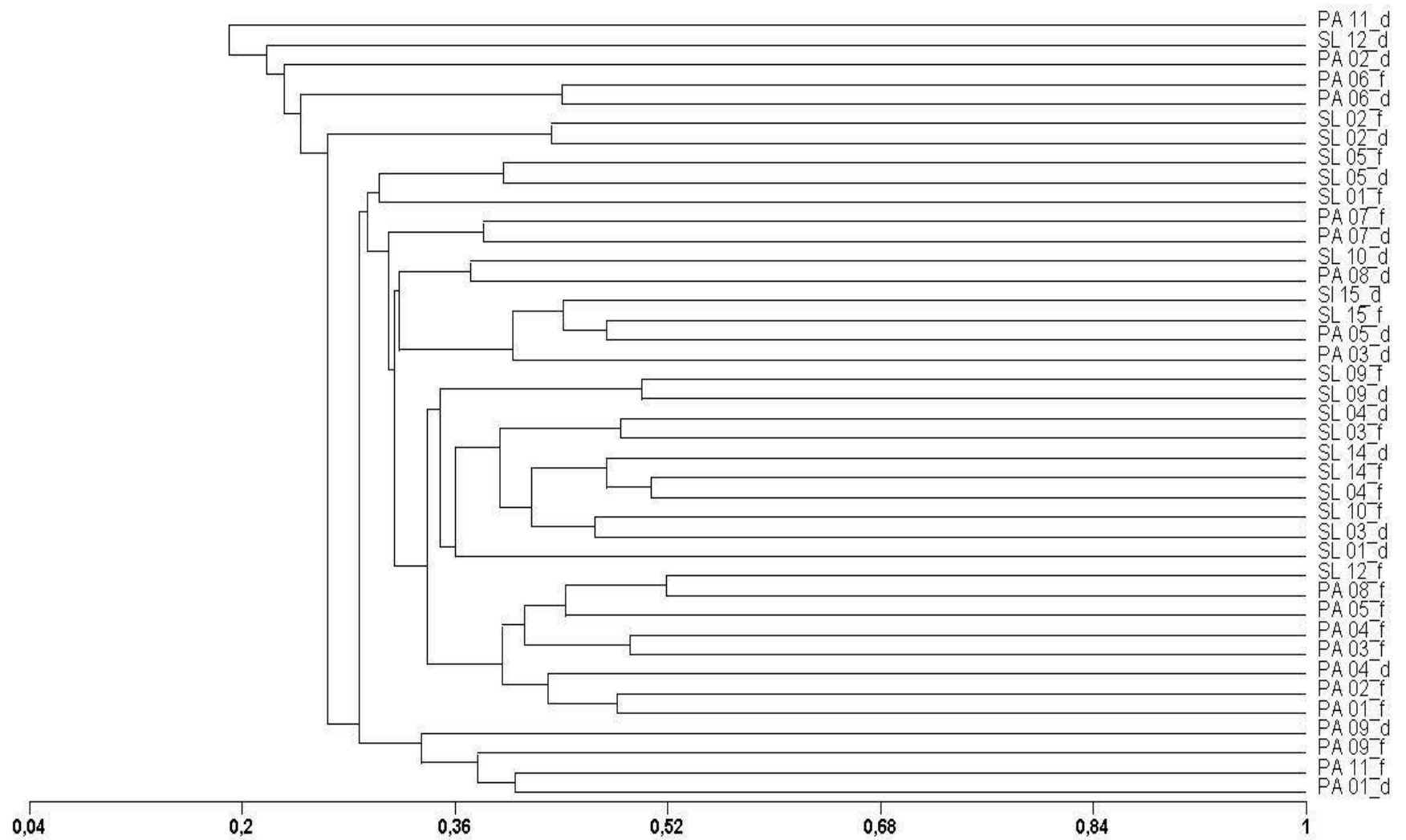


Figura 14. Similaridade qualitativa de Jaccard entre as espécies observadas nos limites de *S. lycocarpum* e do poleiro artificial.

7.3. Riqueza e abundância em relação ao hábito, ao ambiente de origem e ao grupo funcional de dispersão

Nos limites dos agentes nucleadores e no controle, observou-se que as espécies de ampla distribuição registradas nos ambientes analisados são compostas principalmente por espécies do estrato arbustivo (33 spp.) seguida em menor proporção do estrato arbóreo (16 spp.) e herbáceo (8 spp.). As espécies exclusivas registradas apenas sob a copa de *S. lycocarpum*, são praticamente de hábito arbustivo (7 spp.) com a ocorrência de uma espécie herbácea e uma arbórea. As espécies registradas apenas no limite externo a copa são compostas apenas por espécies arbustivas (5 spp.) e arbóreas (6 spp.). Das espécies exclusivas no poleiro artificial, observaram-se principalmente espécies arbustivas tanto nos limites interno e externo e apenas duas espécies arbóreas nos seus limites externo. No controle, as espécies exclusivas são principalmente do estrato arbustivo (10 spp.), mas ocorrendo também nos estratos herbáceos (3 spp.) e arbóreos (3 spp.) (Tabela 6).

Os grupos funcionais de dispersão anemocórico, autocórico e zoocórico tiveram distribuição semelhante de riqueza de espécies no limite interno de *S. lycocarpum*, em torno de 2,6 espécies/50 m² a 3 espécies/50 m². Essa distribuição é encontrada similarmente no limite externo dos poleiros artificiais e no controle. Entretanto, os valores encontrados nesses ambientes são inferiores ao registrados no limite interno de *S. lycocarpum* – aproximadamente 1,1 espécies/50 m² e 1 espécie/50 m² no limite externo do poleiro e do controle, respectivamente. As espécies zoocóricas apresentaram maior riqueza estimada no limite interno do poleiro artificial (3,1 espécies/50 m²), mas apresentando certo incremento nos limites internos e externos de *S. lycocarpum* (3 espécies/50 m² e 1,7 espécies/50 m², respectivamente) (Figura 15).

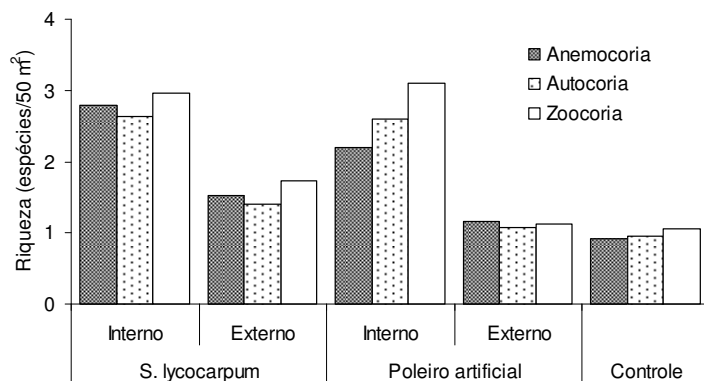


Figura 15. Estimativa da riqueza de espécies, em área padronizada de 50 m², do grupo funcional de dispersão (anemocoria, autocoria e zoocoria) nos limite interno e externo de *S. lycocarpum* e dos poleiros artificiais e no controle.

Relativo à abundância dessas espécies, a autocoria foi à síndrome com maior número de indivíduos nos limites internos de *S. lycocarpum* (30,6 indivíduos/50 m²) e no controle (19,4 indivíduos/50 m²). A autocoria e a anemocoria foram relativamente bastante abundante no limite externo de *S. lycocarpum* (22,1 e 22,7 indivíduos/50 m², respectivamente). A anemocoria teve maior abundância nos limites internos e externos dos agentes nucleadores (26,4 e 20,3 indivíduos/50 m²). A zoocoria apresentou maior abundância nos limites internos de *S. lycocarpum* (21,3 indivíduos/50 m²) do que nos outros limites registrados.

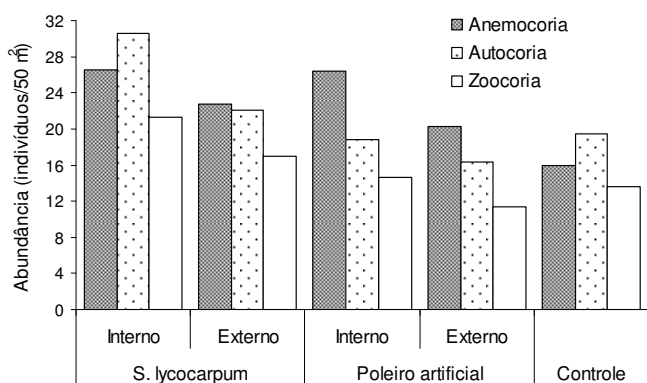


Figura 16. Estimativa da abundância de espécies, em área padronizada de 50 m², do grupo funcional de dispersão (anemocoria, autocoria e zoocoria) nos limite interno e externo de *S. lycocarpum* e dos poleiros artificiais e no controle.

Dessas, observou-se maior riqueza de espécies nativas do que invasoras/ruderais. Essa riqueza foi mais incrementada nos limites internos dos agentes nucleadores, 7,6 espécies/50 m² e 7,3 espécies/50 m², respectivamente, do que nos seus limites externos e no controle (Figura 17). As espécies nativas (67,5 indivíduos/50 m²) tiveram maior abundância de no limite interno de *S. lycocarpum*. Comparativamente, as espécies invasoras/ruderais (8,1 indivíduos/50 m²) também tiveram maior ocorrência no limite interno de *S. lycocarpum* em relação aos outros limites analisados (Figura 18).

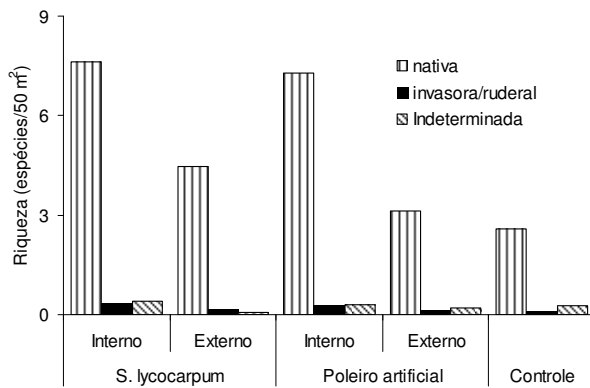


Figura 17. Estimativa da riqueza de espécies, em área padronizada de 50 m², relativo ao ambiente de origem (nativas, invasoras/ruderais) nos limite interno e externo de *S. lycocarpum* e dos poleiros artificiais e no controle.

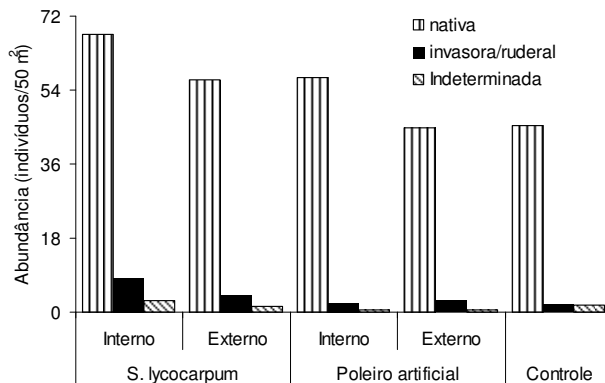


Figura 18. Estimativa da abundância de espécies, em área padronizada de 50 m², relativo ao ambiente de origem (nativas, invasoras/ruderais) nos limite interno e externo de *S. lycocarpum* e dos poleiros artificiais e no controle.

7.4. Biometria

A abundância estimada para as espécies lenhosas no limite interno de *S. lycocarpum* foi de $5,6 \pm 3$ indivíduos/50 m². A distribuição diamétrica desses indivíduos lenhosos registrados seguiu o padrão *J*-invertido. Os indivíduos atingiram até 5 cm de diâmetro (Figura 19) e altura de até 3,5 m (Figura 20), mas apresentaram maior percentagem entre as classes diamétrica de 0 – 2 cm (76,1%) e as classes de altura de 0 – 150 cm (88,2%).

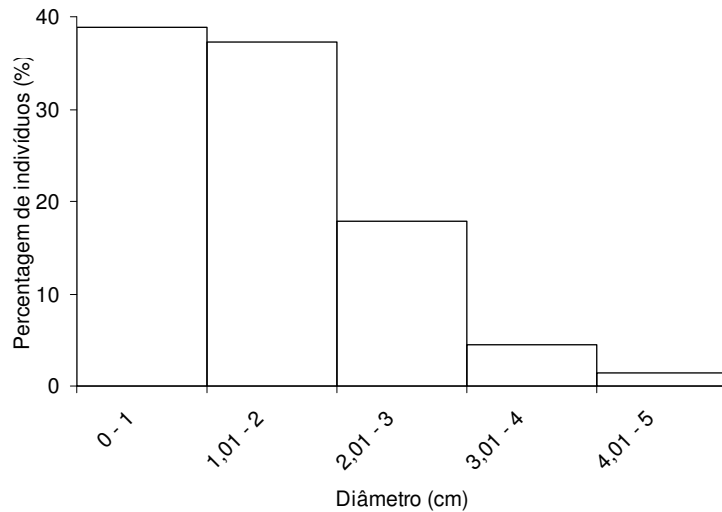


Figura 19. Distribuição diamétrica (cm) dos indivíduos lenhosos registrados no limite interno de *S. lycocarpum*.

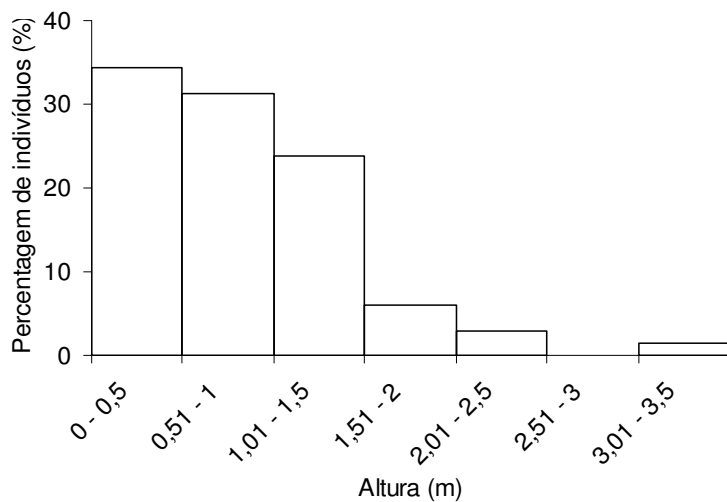


Figura 20. Distribuição de altura (m) dos indivíduos lenhosos registrados no limite interno de *S. lycocarpum*.

A abundância estimada de espécies lenhosas registradas no limite externo de *S. lycocarpum* foi de $5 \pm 1,3$ indivíduos/50 m². A distribuição diamétrica desses indivíduos foi de até 8 cm (Figura 21) e a distribuição de altura foi de até 5,2 m (Figura 22). A distribuição desses indivíduos se concentrou em maior porcentagem entre as classes diamétricas de 0 – 2 cm (75,3%) e altura de até 100 cm (69,1%).

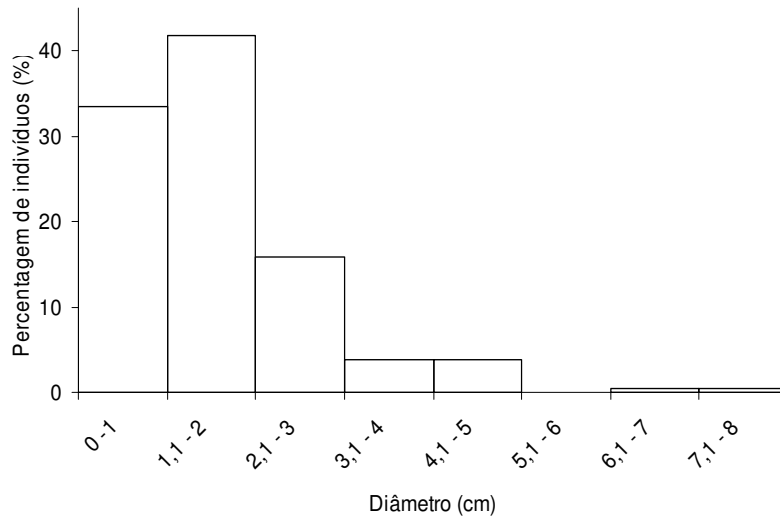


Figura 21. Distribuição diamétrica (cm) dos indivíduos lenhosos registrados no limite externo de *S. lycocarpum*.

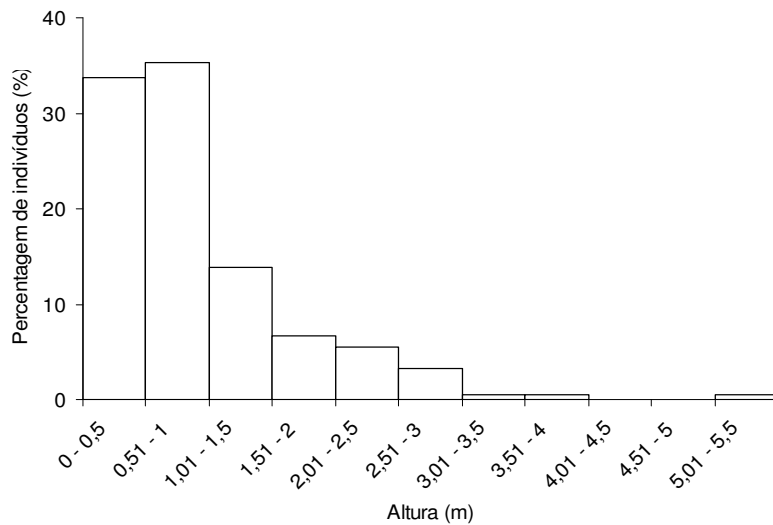


Figura 22. Distribuição de altura (m) dos indivíduos lenhosos registrados no limite externo de *S. lycocarpum*.

Nos poleiros artificiais, a abundância estimada de espécies lenhosas no limite interno foi de $5,3 \pm 3,4$ indivíduos/50 m². A distribuição diamétrica registrada desses indivíduos foi de até 3 cm (Figura 23) e a altura foi de 5 m (Figura 24). Entretanto a maior porcentagem desses indivíduos concentra-se nas classes diamétricas de 2 cm (54,7%) e na classe de altura de 0 – 150 cm (86,8%).

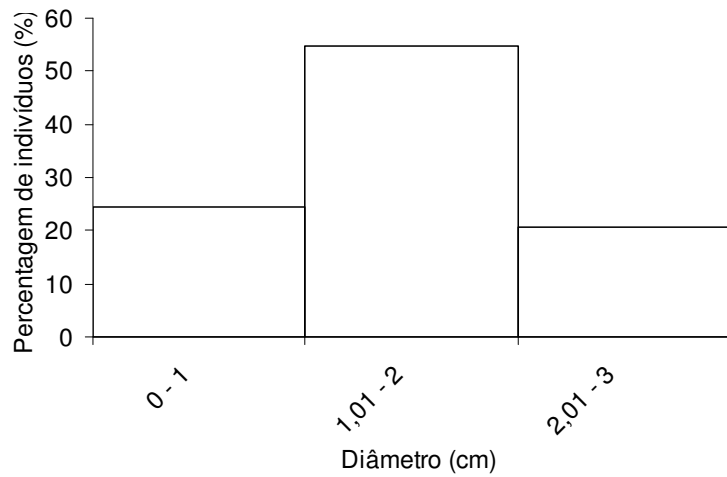


Figura 23. Distribuição diamétrica (cm) dos indivíduos lenhosos registrados no limite interno do poleiro artificial.

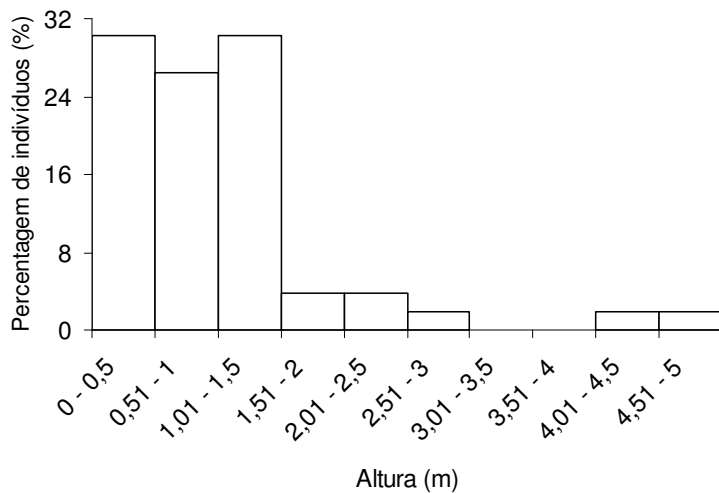


Figura 24. Distribuição de altura (m) dos indivíduos lenhosos registrados no limite interno do poleiro artificial.

No limite externo do poleiro artificial, a abundância média estimada foi de $5,7 \pm 3,5$ indivíduos/50 m². A distribuição diamétrica desses indivíduos foi 0 – 8 cm, tendo uma espécie com diâmetro de 14,4 cm (Figura 25) e a distribuição de altura foi de 0 – 3,5 m (Figura 26). A maior percentagem de distribuição foi na classe diamétrica de 0 – 1 cm (56,7%) e na classe de altura de 0 – 1,5 m (91,8%).

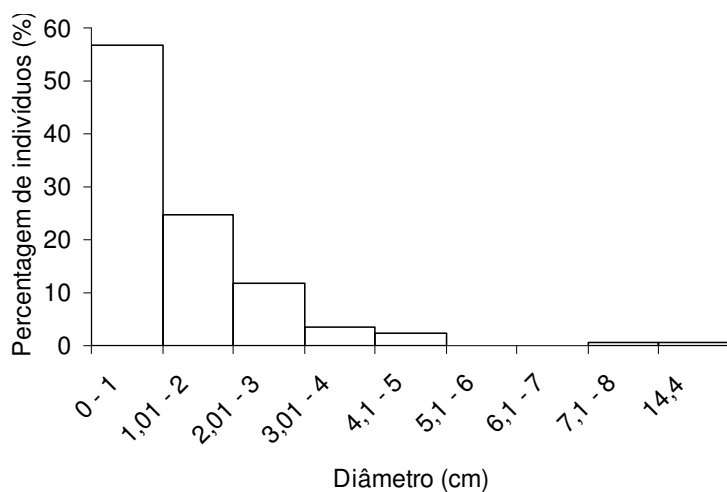


Figura 25. Distribuição diamétrica (cm) dos indivíduos lenhosos registrados no limite externo do poleiro artificial.

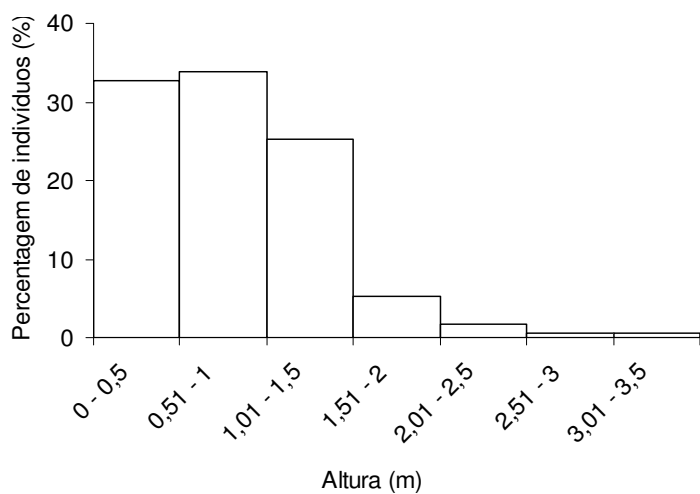


Figura 26. Distribuição de altura (m) dos indivíduos lenhosos registrados no limite externo do poleiro artificial.

No controle, foi registrada abundância média estimada de $5,3 \pm 2$ indivíduos/50 m². A distribuição diamétrica desses indivíduos foi de 0 – 20 cm (Figura 27) e a distribuição da classe de altura foram de 0 – 4,5 m (Figura 28). A maior porcentagem de indivíduos se concentra nas classes diamétricas de 0 – 2 cm (84,3%) e nas classes de altura de 0 – 1 m (78,6%).

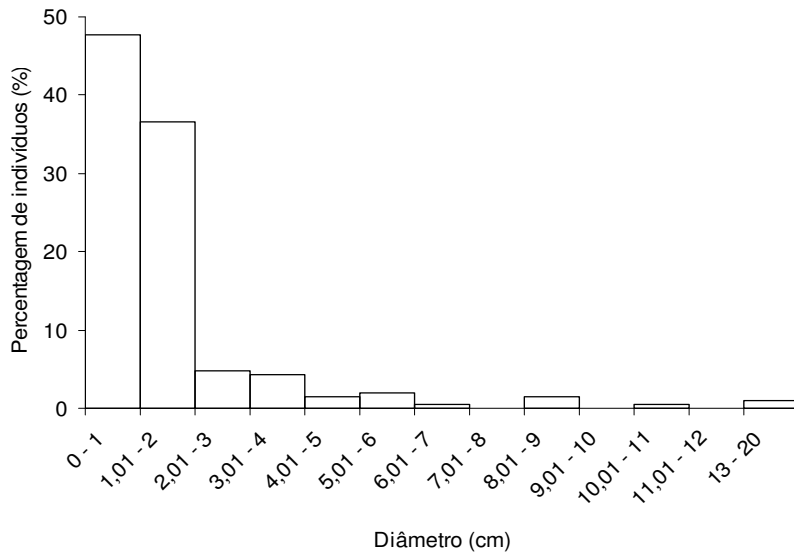


Figura 27. Distribuição diamétrica (cm) dos indivíduos lenhosos registrados no controle.

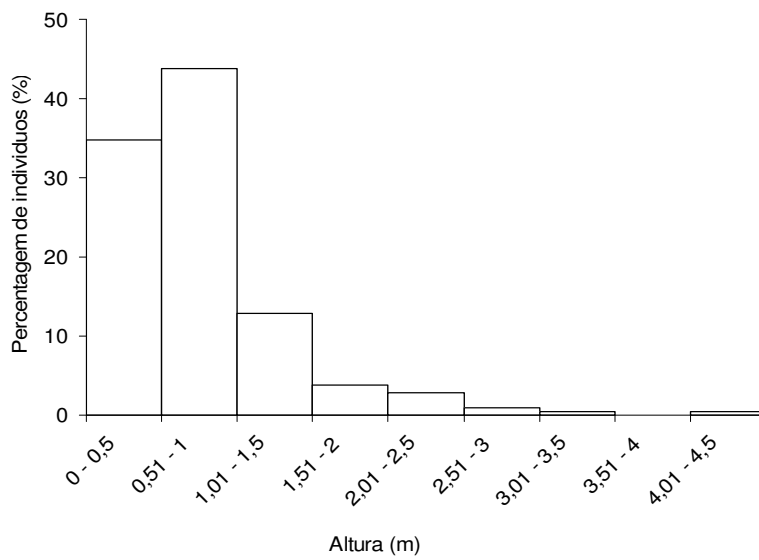


Figura 28. Distribuição de altura (m) dos indivíduos lenhosos registrados no controle.

7.5. Cobertura

A média estimativa para a cobertura do solo é destacada na figura abaixo (Figura 29). No geral, observa-se grande variação de cobertura e de solo exposto em relação às médias tanto nos limites interno e externo dos agentes nucleadores quanto no controle, principalmente de espécies herbáceas e arbustivas nativas (Figura 29, Tabela 7).

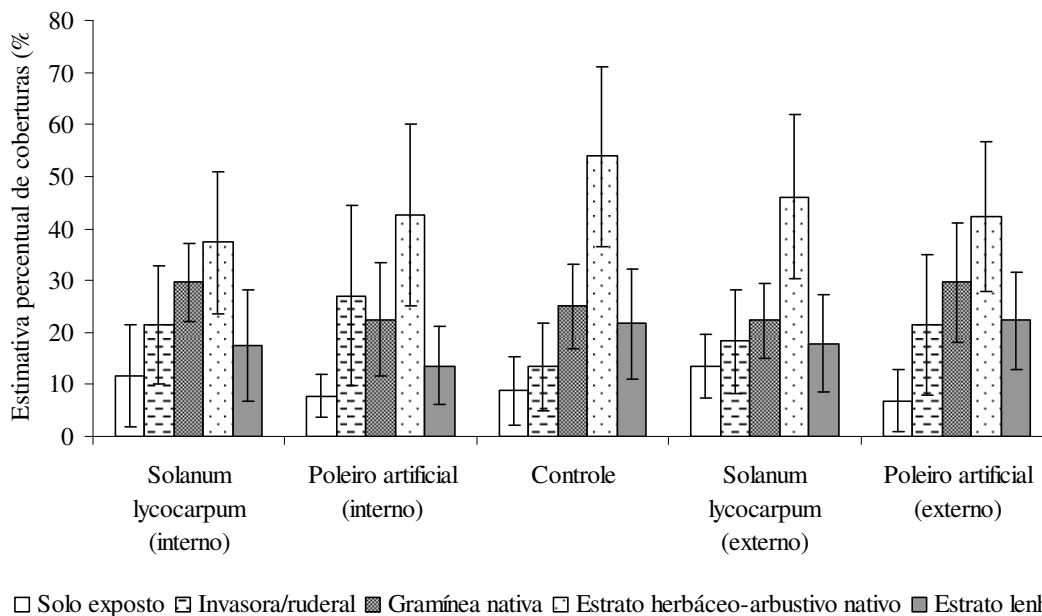


Figura 29. Média e desvio padrão da cobertura percentual do solo, por diferentes grupos observados nos limites de *S. lycocarpum*, do poleiro e do controle.

As estimativas encontradas no limite interno de *S. lycocarpum* indicam similaridade significativa entre as percentagens de cobertura analisadas. Dessas estimativas, observou-se que há diferença significativa entre as espécies invasoras e/ou ruderais e as espécies nativas. Comparando com o solo exposto, há diferença significativa apenas entre as gramíneas nativas e as espécies herbáceas e arbustivas nativas (Figura 29, Tabela 7).

No limite externo de *S. lycocarpum*, as estimativas indicam similaridade significativa entre as percentagens de cobertura analisadas. Entre as invasoras e as nativas, apenas apresentou diferença significativa das invasoras e/ou ruderais em relação às gramíneas nativas. Essa mesma análise foi observada em comparação com o solo exposto, onde nesse observou-se diferença apenas entre às gramíneas nativas (Figura 29, Tabela 7).

A estimativa observada nos limites interno e externo do poleiro artificial apresentaram bastante similaridades significativa entre as percentagens de cobertura analisadas em cada um dos seus limites. Das estimativas analisadas, observou-se que não há diferença significativa entre espécies nativas e invasoras e/ou ruderais no seu limite interno. No limite externo, essa diferença é observada apenas entre as gramíneas nativas. Comparando com os valores de solo exposto no limite interno, houve diferença significativa entre as coberturas analisadas com exceção as estimativas para as espécies lenhosas nativas. No limite externo, essa observação apresentou diferença apenas entre as invasoras e/ou ruderais (Figura 29, Tabela 7).

Tabela 7. Percentagem de solo exposto e da cobertura de espécies invasoras/ruderais, gramínea nativa, do estrato herbáceo-arbustivo e lenhosas nos limites internos e externos de *S. lycocarpum* e do poleiro artificial e no limite do controle. Médias seguidas de desvio-padrão. Letras iguais indicam que há diferença significativa e letras diferentes indicam que não há diferença significativa de acordo com o teste de Kruskal-Wallis seguido de Mann-Whitney e teste de Bonferroni ($P < 0,05$).

		Solo exposto	Invasora/Ruderal	Gramínea nativa	Espécie herbácea ou arbustiva nativa	Espécie lenhosa nativa
<i>S. lycocarpum</i>	Interno	11,6 ^b ± 9,7	21,5 ^a ± 11,3	29,6 ^b ± 7,6	37,3 ^b ± 13,7	17,4 ^b ± 10,8
	Externo	13,5 ^{a,c} ± 6,1	18,3 ^a ± 9,9	22,3 ^{b,c,d} ± 7,2	46,1 ^a ± 15,8	17,9 ^{a,d} ± 9,4
Poleiro artificial	Interno	7,8 ^b ± 4,2	27,1 ^a ± 17,4	22,5 ^a ± 10,9	42,6 ^a ± 17,6	13,6 ^a ± 7,5
	Externo	6,8 ^a ± 6	21,4 ^a ± 13,5	29,6 ^a ± 11,6	42,2 ^b ± 14,4	22,3 ^a ± 9,3
Controle		8,8 ^b ± 6,6	13,4 ^a ± 8,4	25 ^b ± 8,2	53,9 ^b ± 17,3	21,6 ^b ± 10,7

No controle, as estimativas também apresentaram similaridade bastante significativa em relação às percentagens de cobertura analisadas. Entre as nativas e as invasoras e/ou ruderais, foi observada diferença significativa entre as gramíneas nativas. Comparando as estimativas de solo exposto com as coberturas de solo observadas, foi observada diferença significativa apenas entre as invasoras e/ou ruderais (Figura 29, Tabela 7).

8. Discussão

Os resultados encontrados sugerem que os agentes nucleadores contribuem significativamente para maior riqueza e abundância de espécies nesses locais, principalmente arbustivas e nativas, do que em ambientes sem a presença desses. Desses agentes, destaca-se o papel *S. lycocarpum* como colonizadora inicial e facilitadora na ocorrência de outras espécies.

Apesar de ter sido inferido que indivíduos de *S. lycocarpum* proporcionariam maior ocorrência de espécies zoocóricas, foi observado que essas espécies tiveram riqueza estimada na área padronizada relativamente maior nos limites internos dos agentes nucleadores do que nos seus limites externos e o controle. Entretanto observou-se maior abundância estimada na área padronizada de espécies zoocóricas nos limites internos de *S. lycocarpum*. Essas observações podem ser corroboradas com os resultados encontrados por Vieira *et al.* (1994), Holl (1998a) e Toh *et al.* (1999), em que os autores comentam o uso de árvores como focos de deposição de sementes zoocóricas e pontos de pouso de aves e morcegos frutívoros.

A cobertura estimada de espécies nativas no limite de *S. lycocarpum* não proporcionou relativamente maior cobertura de nativas do que nos outros limites analisados. Entretanto sob a copa de *S. lycocarpum* apresentou diferença significativa entre espécies nativas e invasoras, fato esse não observado nos outros limites analisados.

Similar estudo com árvores facilitadoras na ocorrência de outras espécies em ambientes similares ao Cerrado sentido restrito foi realizado nos vales secos andinos com *Prosopis flexuosa* D.C. (Fabaceae) (Larrea-Alcázar *et al.* 2005). Entretanto os referidos autores não encontraram diferença na riqueza de espécies ao comparar com ambientes abertos (controle), apenas na abundância dessas.

O recrutamento de novas espécies vegetais sob a copa de árvores facilitadoras, como os indivíduos de *S. lycocarpum*, pode estar sendo ocasionado pelo microambiente proporcionado com o acúmulo de matéria orgânica, determinado pela constante troca de folhas durante todo o ano. O microclima gerado por suas copas como sombra, temperatura e umidade tanto no solo quanto no microambiente também pode estar facilitando o recrutamento de novas espécies. Essa suposição pode ser corroborada com os resultados encontrados por Kellman (1979) em que o autor cita que a concentração de nutrientes minerais aumenta em baixo da copa das árvores favorecendo o estabelecimento de plantas lenhosas em savana arbórea.

Quanto aos poleiros, McClanahan & Wolfe (1993) e Kolb (1993) citaram que o uso de árvores mortas como poleiros artificiais atraem aves, principalmente onívoras, na captura de suas presas e dispersão de sementes de várias espécies de plantas, principalmente nativas. Os

resultados aqui apresentados para os poleiros artificiais reforçam a sua importância na restauração de locais perturbados por espécies nativas. Entretanto, apesar de ter tido maior ocorrência de riqueza de espécies zoocóricas tanto nos limites internos de *S. lycocarpum* quanto nos poleiros artificiais, os dispersores estariam mais visíveis a ações de predadores nos poleiros artificiais usando-o como locais para breve descanso.

Os galhos dos indivíduos de *S. lycocarpum* podem funcionar como focos de dispersão de espécies zoocóricas propiciando local de pouso para aves e morcegos (Vieira *et al.* 1994; Toh *et al.* 1999) com comportamento mais frutífero, pois essa espécie arbórea pode servir para alimentação, proteção, residência ou latrina (Guevara *et al.* 1986). Autores como Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger (1983), Batalha & Mantovani (2000), Vieira *et al.* (2002) citaram que há maior riqueza de espécies zoocóricas em Cerrado sentido restrito, mais frequentemente encontrada entre espécies arbustivas e arbóreas (Batalha & Mantovani 2000). Dessa forma, as espécies dispersoras de sementes poderiam ser consideradas chaves e propiciadoras na restauração de áreas perturbadas.

Em relação à abundância de espécies, a autocoria teve maior ocorrência nos limites internos de *S. lycocarpum*. A maior abundância desse tipo de espécie é possivelmente pelo fato dessas já se encontrarem no ambiente de estudo antes do plantio, mas armazenadas em bancos de sementes ou ocorridas por fatores estocásticos nesse local. O ambiente criado pela copa facilitou o desenvolvimento de todas as espécies inclusive de autocóricas. Assim, se por um lado as espécies autocóricas são mais frequentes em ambiente campestre, a maior ocorrência dessas espécies sob a copa de *S. lycocarpum* pode ter sido pelo sombreamento, umidade e aporte de nutrientes promovidos por essa espécie. Todos estes fatores podem ser considerados positivos para o estabelecimento dessas espécies e de outras plântulas, pois pode atenuar o efeito do dessecamento (Maun 1994).

A maior abundância de espécies anemocóricas e autocóricas ao redor da copa de *S. lycocarpum* e de espécies anemocóricas nos limites internos e externos do poleiro artificial pode ser devido ao fato dessas serem comuns em ambientes abertos onde o vento circula livremente, facilitando o transporte, ou também por eventos estocásticos. Além disso, Oliveira & Moreira (1992) citam estas espécies como normalmente frequente de locais em estádios iniciais da sucessão, sazonais ou secos.

Outro fator que propiciou a ocorrência dessa diversidade de espécies nativas é a aproximação do local desse estudo com um fragmento de Cerrado sentido restrito já estabelecido. Kolb (1993) comenta que o tempo gasto e o custo de energia no percurso são os fatores primariamente responsáveis pela visita de aves frutíferas aos agentes nucleadores.

Esses fatores se devem ao risco da predação que pode ocorrer enquanto essas aves transitam entre os fragmentos. A ocorrência de propágulos de espécies anemocóricas também pode ter tido a sua ocorrência facilitada pela aproximação em que essas se encontram do remanescente de Cerrado sentido restrito, podendo esse também estar servindo de barreira, propiciando, assim, a ocorrência dessas espécies anemocóricas no experimento.

Apesar das diferenças de riqueza e abundância de espécies, principalmente quando comparado com indivíduos registrados sob a copa de *S. lycocarpum*, a similaridade qualitativa entre os locais amostrados é considerada alta, 35% do total de espécies possuem ampla distribuição nos locais amostrados, sendo essas com maior riqueza de espécies arbustivas ou de dispersão zoocóricas. Dessa forma, as novas espécies que estão estabelecendo-se no experimento podem propiciar a visita de aves e morcegos, possivelmente, promovendo a chuva de sementes ou mesmo a visita de formigas e cupins, que podem facilitar a ocorrência de banco de sementes.

As espécies exclusivas sob a copa de *S. lycocarpum* apresentaram maior abundância de espécies zoocóricas e arbustivas e ao redor da copa ocorreu maior abundância de espécies arbóreas e zoocóricas. A maior ocorrência de espécies restritas arbustivas sob a copa pode ser devido a fatores de competição por espaço e nutrientes e à medida que essas se distanciam propiciam o favorecimento de espécies exclusivas de porte arbóreo.

Tanto nos limites dos poleiros artificiais quanto no controle, as espécies exclusivas são arbustivas e anemocóricas ou zoocóricas. Entretanto, nos limites interno e externo dos poleiros artificiais apresenta baixa riqueza e abundância de espécies exclusivas. Dessa forma, pode-se denotar que possivelmente os poleiros artificiais não propiciam a ocorrência de espécies exclusivas, mas contribuem para o incremento de espécie de ampla distribuição.

A cobertura percentual estimada nos limites dos agentes nucleadores e do controle apresentou cobertura de vegetais nativos de diferentes hábitos *Axonopus argentinus* Parodi, *Brosimum gaudichaudii* Trécul, *Calliandra dysantha* Benth., *Croton campestris* A. St.-Hil., *Echinolaena inflexa* (Poir.) Chase, *Heteropterys byrsonimifolia* A. Juss., *Neea theifera* Oerst., *Vernonia aurea* Mart. ex DC. e de plantas invasoras ou ruderais tolerantes a sombra como *Ageratum conyzoides* Sieber ex Steud., *Elephantopus mollis* Kunth, *Stylosanthes guianensis* (Aubl.) Sw, *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster,

De acordo com alguns estudos, a presença de plantas exóticas, invasoras ou ruderais principalmente em áreas perturbadas, pode inibir o crescimento e sobrevivência de plântulas através da competição por luz, água e nutrientes do solo (Hammond 1995; Nepstad *et al.*

1996), pois essas possuem alta taxa de transpiração e podem interferir no desenvolvimento de espécies lenhosas devido às condições da umidade solo (Kolb 1993).

No entanto, outros autores sugerem que a presença dessa vegetação herbácea no local pode facilitar o estabelecimento de espécies lenhosas na sucessão do ambiente quando a competição pode ser controlada por manter um microclima favorável para a germinação e o estabelecimento de plântulas (Sun & Dickinson 1996; Posada *et al.* 2000). Esse fato pode ser corroborado nos trabalhos realizados por Bechara *et al.* (2005), em que esses citaram que o uso de coberturas anuais em ambiente de Cerrado é interessante, pois pode prover a imobilização orgânica de nutrientes na parte viva das plantas. Sturgess e Atkinson (1993) destacaram a importância da imobilização orgânica exercida por plantas ruderais na restauração de dunas. Bechara *et al.* (2005) explica que tais nutrientes seriam rapidamente filtrados, resultando em solo exposto, principalmente em ambientes arenosos de rápida lixiviação. Os autores ainda comentam que à medida da formação da cobertura ocorre, a retirada de nutrientes de camadas mais profundas do solo e sua disponibilização junto com a formação da serapilheira contribui na nutrição das plantas. Além disso, as lacunas geradas por solos expostos podem, na verdade, estar ocupadas, entretanto, por sementes não-viáveis.

A cobertura proporcionada pelo estrato herbáceo-arbustivo, principalmente sob a copa de *S. lycocarpum*, pode propiciar a recuperação ou restauração como o melhoramento de condições microclimáticas estressantes, tais como temperatura e ressecamento e aumentando a quantidade de nutrientes dos solos (Vieira *et al.* 1994; Holl 1998a). A cobertura lenhosa proporcionada nos limites analisados podem eventualmente favorecer o processo sucessional contínuo das espécies vegetais por possíveis facilitações, favorecidas pelas suas copas a outras espécies até de diferentes níveis sucessionais.

Além disso, a variação de cobertura observada pode ser explicada pela cobertura proporcionada pela copa. Nos micro-ambientes com maior cobertura da copa (entorno de 85%), foi observada maior incidência de espécies nativas do que não-nativas e solo exposto. O contrário aconteceu nos micro-ambientes onde a cobertura da copa foi menor (pelo menos 46%). Assim a ausência da cobertura de gramíneas invasoras e/ou ruderais estaria compensada pela presença de gramíneas nativas ou outras espécies também nativas. Nesses ambientes, principalmente, a baixa percentagem de solo exposto estaria ocupada por outras espécies as quais poderiam estar sendo facilitadas pelas espécies lenhosas nativas.

A observação dos estágios sucessionais e o estágio de vida em que se encontram as espécies, apesar de não terem sido observados, poderia ser satisfatório como citado em Dias *et al.* (2005) sobre o papel de *Clusia hilariana* Schltdl. como espécie facilitadora na restinga. Os

autores sugeriram que, apesar da vegetação sob a copa de *C. hilariana* apresentar meio adequado para germinação e sobrevivência de mudas do que em ambientes sem a presença dessas, a maior densidade de espécies juvenis e a maior riqueza de mudas seriam resultados de uma maior visita de potenciais dispersores nesse tipo de fragmento pelo abrigo e proteção a animais como aves e morcegos na restinga.

Esse mesmo processo poderia estar acontecendo em pastagens abandonadas, como citado por Cheung (2006). O autor citou que, em pastagens recém abandonadas na Mata Atlântica, há maior expansão de espécies arbustivas, e áreas com maior tempo de abandono tendem a ser dominadas por árvores. O autor ainda cita o aumento da riqueza de espécies arbóreas e o maior número de espécies zoocóricas, além de atributos estruturais como altura e diâmetro durante o processo sucessional. Entretanto, o autor comenta que essas características não são apenas temporais, mas também dependem da intensidade do uso do solo, pois a perda da resiliência são barreiras para o desenvolvimento deste processo sucessional.

O plantio de espécies colonizadoras iniciais utilizando os grupos de Anderson (Reis & Tres 2007) poderia contribuir de forma mais significativa para sucessão ecológica, pois os grupos podem formar moitas com maior potencial e proporcionar o sombreamento das plantas invasoras, eliminando-a em núcleos (Bechara *et al.* 2005). Além disso, formam-se microclimas mais amenos, importantes para a chegada de outras espécies, funcionando como “nurse plants”, como citado por Castro *et al.* (2004).

Outra técnica nucleadora que poderia ser usada seria a transposição de solo para a composição do banco de sementes de fragmentos próximos e semelhantes (Bechara *et al.* 2005; Reis & Tres 2007), pois essas também podem contribuir para a melhora da biota do solo também (Reis & Tres 2007). Além da transposição de solo, a transposição de chuva de sementes também seria eficiente, pois estaria incrementando sementes já germinadas de outros ambientes semelhantes e, assim, como a transposição do solo, poderiam também restabelecer as interações com a fauna. Dessa forma, essas técnicas possivelmente poderiam favorecer a aceleração da sucessão ecológica.

O enleiramento de galharia poderia ser uma técnica a ser usada próxima a outros experimentos de nucleação, pois possibilitam e facilitam a chegada de novos propágulos ao local a ser restaurado (Reis & Tres 2007). Esses autores também citam que a germinação ou rebrota de novas plantas são propiciadas pelo acúmulo de matéria orgânica gerada pela decomposição da galharia. Além disso, essa técnica pode dificultar a invasão por gramíneas exóticas e invasoras, como braquiárias, pois essa pode causar o abafamento dessas gramíneas (Bechara 2006).

Os resultados observados sob a copa de indivíduos de *S. lycocarpum* e nos poleiros artificiais sugerem que esses agentes nucleadores contribuem para o aumento de riqueza. Os dados mostram que a riqueza e abundância encontrada sob a copa de *S. lycocarpum* são significativamente maiores em relação aos valores encontrados no controle mostrando que essa espécie pode ser usada com facilitadora na restauração de áreas perturbada. Por outro lado esses resultados contrastam com a literatura que traz informações que essa espécie é alelopática (Oliveira *et al.* 2004; Aires *et al.* 2005; Jerônimo 2006). entretanto, tais estudos de alelopatia foram realizados apenas com espécies não nativas e em laboratório. Os dados aqui apresentados reforçam a necessidade de que esses estudos também deveriam ser realizados com sementes de espécies nativas do bioma e em seus ambientes naturais.

9. Conclusões

- ✓ Os resultados observados mostram que indivíduos de *S. lycocarpum* e os poleiros artificiais são agentes nucleadores e facilitadores, proporcionando maior riqueza de espécies. Entretanto apenas *S. lycocarpum* proporcionou maior riqueza e abundância de espécies. Assim, com intuito de facilitar a restauração de ambientes de Cerrado sentido restrito, essa espécie pode ser utilizada na aceleração da sucessão ecológica, ;
- ✓ Os indivíduos de *S. lycocarpum* influenciaram positivamente o estabelecimento de espécies de diferentes formas de dispersão facilitando, proporcionalmente, maior ocorrência de espécies zoocóricas e arbustivas sob sua copa;
- ✓ A proposta de utilização dessa espécie facilitadora como “ilhas nucleadoras” apresentou bastante eficiência, pois facilitou o estabelecimento de várias espécies da flora nativa do bioma;

10. Recomendações

O uso de árvores remanescentes ou o plantio direto de espécies colonizadoras iniciais ou por mudas, como sugerido por Zamith & Scarano (2006) e Oliveira (2006), podem promover a facilitação na ocorrência de novas espécies pela a formação de ilhas de nucleação e a atração de dispersores na aceleração da sucessão ecológica no local, com função de poleiros.

A formação de ilhas nucleadoras com espécies como esta poderia ser usada também em áreas de recuperação como conectoras em fragmentos propiciando ligações e fluxo gênico entre corredores ecológicos e reservas.

A observação de dispersores zoocóricos, como aves, morcegos e insetos, e a chuva de sementes nestes ambientes em restauração podem contribuir na identificação dos principais responsáveis pela chegada de novos propágulos, assim, como estudos com bancos de sementes.

Para elucidar melhor os resultados encontrados, estudos relacionados às mudanças nas condições do solo sob a copa e nas proximidades de espécies facilitadoras como nível de sombreamento, incremento de matéria orgânica, temperatura, condições do solo como análise química e textural, pH, conteúdo de nitrogênio e compactação do solo devem contribuir para relacionar melhor o estabelecimento e ocorrência de novas espécies nestas condições.

O estudo de fragmentos remanescentes de áreas de Cerrado como o ainda encontrado nas instalações do INMET poderiam ser usados para a compreensão da dinâmica de manutenção desses locais e ainda poderiam promover o incremento da diversidade de espécies nativas em local urbanizado ajudando a valorizar a biodiversidade na compreensão do papel da natureza e da importância dos serviços ambientais.

11. Referências bibliográficas

- Aires, S. S.; Ferreira, A. G. & Borghetti, F. 2005. Efeito alelopático de folhas e frutos de *Solanum lycocarpum* A. St.-Hil. (Solanaceae) na germinação e crescimento de *Sesamun indicum* L. (Pedaliaceae) em solo sob três temperaturas. **Acta Botanica Brasílica** **19**(2): 339-344.
- Aquino, F.G. & Miranda, G.H.B. 2007. Consequências ambientais da fragmentação de *habitats* no Cerrado. In: S. Sano; S. P. Almeida. (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. Planaltina, Embrapa Cerrados.
- Batalha, M.A. & Mantovani, W. 2000. Reproductive phenological patterns of cerrado plant species at the Pé-de-Gigante Reserve (Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brazil): a comparison between the herbaceous and wood floras. **Revista Brasileira de Biologia** **60**: 129-145.
- Bechara, F.C. 2003. Restauração ecológica de restingas contaminadas por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. Dissertação de Mestrado. Florianópolis, Universidade Federal de Santa Catarina.
- Bechara, F.C.; Campos Filho, E.M.; Barretto, K.D.; Antunes, A.Z. & Reis, A. 2005. Nucleação de diversidade ou cultivo de árvores nativas? Qual paradigma de restauração? Pp. 355-363. In: **Anais do Simpósio Nacional e Congresso Latino-Americano sobre Recuperação de Áreas Degradadas**. Curitiba.
- Bechara, F. C. 2006. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- Begon, M.; Harper, J.L. & Townsend, C.L. 1996. **Ecology: individuals, populations and communities**. Blackwell, Oxford.
- Bell, S.S.; Fonseca M.S. e Motten L.B. 1997. Linking restoration and landscape ecology, **Restoration Ecology** **5**:(4) 318–323.
- Belsky, A. J., Amundson, R. G., Duxbury, J. M., Riha, S. J., Ali, A. R. & Mwonga, S. M. 1989. The effects of trees on their physical, chemical, and biological environments in a semi-arid savanna in Kenya. **J. Applied Ecol.** **26**: 1005–1024.
- Bradshaw, A.D. 1987. **Reclamation of lands and ecology of ecosystems**. Cambridge, Cambridge University Press.
- Brown, J.R.K. 1987. O papel dos consumidores na conservação e no manejo *in situ*. **IPEF** **37**: 61-69.

- Brown, S. & Lugo, A.E. 1994. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining development. **Restoration Ecology** **2**: 97-111.
- Budowski, G. 1965. Distribution of tropical american rain forest species in the light of succession processes. **Turrialba** **15**: 40-42.
- Carrière, S.M.; André, M.; Letourmy, P.; Olivier, I. & Mckey, D.B. 2002. Seed rain beneath remnant trees in a slash-and-burn agricultural system in southern Cameroon. **Journal of Tropical Ecology** **18**: 353-374.
- Castro, A.A.J.F.; Martins, F.R.; Tamashiro, J.Y. & Shepherd, G.J. 1999. How rich is the flora of brazilian Cerrados? **Annals of the Missouri Botanical Garden** **86**(2):192-224.
- Castro, J.; Zamora, R.; Hódar, J.A.; Gómez J.M. & Gómez-Aparicio, L. 2004. Benefits of using shrubs as nurse plants for reforestation in Mediterranean mountains: a 4-year study. **Restoration Ecology** **12**: 352-358.
- Cattelino, P.J.; Noble, I.R.; Slatyer, R.O. & Kessel, S.R. 1979. Predicting the multiple pathways of plant succession. **Environmental Management** **3**: 41-50.
- Cheung, K.C. 2006. Regeneração natural em áreas de Floresta Atlântica na Reserva Natural Rio Cachoeira, Antonina, PR. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Connell, J.H. & Slatyer, R. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist** **111**:1119-1144.
- Corleta A.; Mourão-Junior, M. & Barbosa R. I. 2007. Padrão espacial de regeneração sob copa de árvore de Calmbé (*Curatella americana* L., Dileniaceae), uso de envoltório alfa. In: **Anais do 52º Reunião anual da Região brasileira da sociedade Internacional de Biometria. 12º Simpósio de Estatística aplicado à Experimentação Agronômica**. Santa Maria, RS.
- Corrêa, F.A. 1996. Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Roteiro para o Entendimento de seus Objetivos e seu Sistema de Gestão. Caderno 2. **Reserva da Biosfera da Mata Atlântica (RBMA)**.
- Corrêa, R.S. & Melo Filho, B. 1998. **Ecologia e recuperação de áreas degradadas no Cerrado**. Brasília, Editora Paralelo.
- Coutinho, L.M. 1990. Fire in the ecology f Brazilian Cerrado. Pp. 82-105. In: J.G. Goldammer (ed). **Fire in the tropical biota**. Berlin, Springer-Verlag.
- Dias, A.T.C.; Zaluar, H.L.T.; Ganade, G. & Scarano, F.R. 2005. Canopy composition

- influencing plant patch dynamics in a Brazilian sandy coastal plain. **Journal of Tropical Ecology** **21**: 343-347.
- Eiten, G. 1972. The Cerrado vegetation of Brazil. **Botanical Reviews** **38**: 201-341.
- Eiten, G. 1994. Vegetação do Cerrado. Pp. 17-73. In: M.N. Pinto (ed). **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**. Brasília, Universidade de Brasília.
- Ehrenfeld, J.G. & Toth, L.A. 1997. Restoration ecology and the ecosystem perspective. **Restoration Ecology** **5**:307-317.
- Elmqvist T., Wall M., Berggren A.L., Blix L., Fritioff Å., and Rinman U. 2001. Tropical forest reorganization after cyclone and fire disturbance in Samoa: remnant trees as biological legacies. **Conservation Ecology** **5**(2):10
- Engel, V.L. & Parrota, J.A. 2003. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In Restauração ecológica de ecossistemas naturais. *In*: P. Kageyama; R.E. Oliveira; L.F.D. Moraes & F.B. Gandara (eds.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu, Fundação de Estudos e Pesquisa Agrícolas e Florestais (FEPAF).
- Felfili, J.M.; Silva-Jr, M.C.; Rezende, A.V.; Machado, J.W.B.; Walter, B.M.T.; Silva P. & Hay, J.D. 1992. Análise comparativa da florística e fitossociologia da vegetação arbórea do cerrado *sensu stricto* na Chapada Pratinha, DF, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **6**: 27-46.
- Filgueiras, T.S. 1990. Africanas no Brasil. Gramíneas introduzidas da África. **Caderno de Geociências** **5**:57-63.
- Franco, A.C. & Nobel, P.S. 1989. Effects of Nurse Plants on the Microhabitat and Growth of Cacti. **Journal of Ecology** **77**: 870-886.
- Françoso, R.D. & Correa, R.S. 2007. Riqueza de formigas e térmitas e sua contribuição para a recuperação de uma área minerada no Distrito Federal. In: **Anais VIII Congresso de Ecologia do Brasil**. Caxambu 2007. São Paulo, Universidade de São Paulo.
- Franks, S.J. 2003. Facilitation in multiple life-history stages: evidence for nucleated succession in coastal dunes. **Plant Ecology** **168**: 1-11.
- Giulietti, A.M.; Harley, R.M.; Queiroz, L.P.; Wanderley, M.G.L. & van den Berg, C. 2005. Biodiversidade e conservação das plantas no Brasil. **Megadiversidade** **1**(1): 52-61.
- Glenn-Lewin, D.C., Peet, R.K. & Veblen, T.T. (eds.) 1992. **Plant succession. Theory and prediction**. Chapman & Hall, London.
- Gómez-Pompa, A.; Whitmore, T.C., & Hadley, M. 1991. **Tropical rain forest: regeneration**

- and management.** New York, Blackwell.
- Goodland, R.A. & Ferri, M.G. 1979. **Ecologia do Cerrado.** São Paulo, Universidade de São Paulo.
- Gottsberger G. & Silberbauer-Gottsberger, I. 1983. Dispersal and distribution in the cerrado vegetation of Brazil. **Sonderbänd des Naturwissenschaftlichen Vereins in Hamburg 7:**315-352.
- Guevara, S.; Purata, S.E. & van der Maarel, E. 1986. The role of remnant trees in tropical secondary succession. **Vegetatio 66:** 77-84.
- Guevara, S. & Laborde, J. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local availability. **Vegetatio 107/108:** 319-338.
- Hammer, Ø.; Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica 4(1):** 9. Disponível em http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm. (Acessado em 30/05/2008).
- Hammond, D.S. 1995. Post-dispersal seed and seedling mortality of tropical dry forest trees after shifting agriculture, Chiapas, Mexico. **Journal of Tropical Ecology 11:** 293-313.
- Haridasan, M. 1994. Solos do Distrito Federal. Pp. 321-344. In: M.N. Pinto (ed). **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas.** Brasília, Universidade de Brasília.
- Holl, K.D. 1998a. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? **Restoration Ecology 6:**253-261.
- Holl, K.D. 1998b. Effects of above- and below-ground competition of shrubs and grass on **Calophyllum brasiliense** (Camb.) seedling growth in abandoned tropical pasture. **Forest Ecology and Management 109:**187-195.
- Holl, K.D. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology 8:** 339-349.
- Holl, K.D. 2002. Effect of shrubs on tree seedling establishment in abandoned tropical pasture. **Journal of Ecology 90:**179-187.
- Howe, H.F. & Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics 13:**201-228.
- Janzen, D.H. 1970. Herbivores and the number of tree species in Tropical Forests. **The American Naturalist 104:** 501-528.
- Jeronimo, C.A. 2006. Efeito do extrato aquoso de folhas de *Solanum lycocarpum* A. St.-Hill no desenvolvimento inicial e na síntese protéica de plântulas de *Sesamum indicum* L. Dissertação de Mestrado. Brasília, Universidade de Brasília.

- Jordan III, WR.; Peters II, RL. & Allen, EB. 1988. Ecological restoration as a strategy for conserving biological diversity. **Environmenta Management** **12**(1): 55-72.
- Kageyama, P.Y.; Freixêdas, V.M.; Geres, W.L.A.; Dias, J.H.P. & Borges, A.S. 1992. Consórcio de espécies nativas de diferentes grupos sucessionais em Teodoro Sampaio-SP. Pp. 527-533. In: **Anais do 2º Congresso Nacional sobre Essências Nativas: conservação da biodiversidade**. Instituto Florestal, São Paulo.
- Kageyama, P.Y. & Gandara, F.B. 2001. Estudo da diversidade em parcelas permanentes grandes, tendo como base espécies arbóreas raras, visando à conservação genética. Pp. 370-376. In: R.R. Rodrigues & H.F. Leitão-Filho (eds.). **Conservação da Biodiversidade em Ecossistemas Tropicais**. Petrópolis, RJ.
- Kellman, M. 1979. Soil enrichment by neotropical savanna trees. **Journal of Ecology** **67**: 565-577.
- Kent, M. & Coker, P. 1992. **Vegetation Description and Analysis**. Belhaven Press, London.
- Kissman, K.G. 1997. **Plantas Infestantes e Nocivas**. São Paulo, BASF.
- Klink, C.A. & Machado, R.B. 2005. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade** **1**(1):147-155.
- Kolb, S. R. 1993. **Islands of Secondary Vegetation in Degraded Pastures of Brazil: Their Role in Re-establishing Atlantic Coastal Forest**. Ph.D. thesis, The University of Georgia, Athens, Georgia, 128 pp.
- Lamb, D. 1998. Large-scale ecological restoration of degraded tropical forest lands: the potential role of timber plantations. **Restoration Ecology** **6**: 271-279.
- Larrea-Alcázar, D.M.; López, R.P. & Barrientos, D. 2005. The nurse effect of *Prosopis flexuosa* D.C. (Leg-Mim) in a dry valley of the Bolivian Andes. **Ecotropicos** **18**: 89-95.
- Lewinsohn, T.M. & P.I. Prado. 2002. **Biodiversidade brasileira: síntese do estado atual do conhecimento**. São Paulo, Editora Contexto.
- Lewinsohn, T.M. & Prado, P.I. 2005. How Many Species Are There in Brazil? **Conservation Biology**, **19** (3):619-624.
- Lombardi, J.A. & Motta Junior, J.C. 1993. Seed Dispersal of *Solanum lycocarpum* St. Hil. (Solanaceae) by the maned wolf, *Chysocyon brachyurus* Illiger (Mammalia, Canidae). **Ciência e Cultura** **45**(2): 126-127.
- Lord, J.M. & Norton, D.A. 1990. Scale and the spatial concept of fragmentation. **Conservation Biology** **4**:197-202.
- Ludwig, J.A. & Reynolds, J.F. 1988. **Statistical Ecology: a primer on methods and**

- computing.** John Wiley & Sons, New York. 337p.
- Mantovani, W. & Martins, F.R. 1988. Variações fenológicas das espécies do cerrado da Reserva Biológica de Mogi Guaçu, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica 11**: 101-112.
- Maun, M.A. 1994. Adaptations enhancing survival and establishment of seedlings on coastal dune systems. **Vegetatio 354** (111): 59-70.
- McDonnell, M.J. & Stiles, E.W. 1983. The structural complexity of old field vegetation and recruitment of bird-dispersed plant species. **Vegetatio 56**: 109-116.
- Machado, R.B.; Ramos Neto, M.B.; Pereira, P.G.P.; Caldas, E.F.; Gonçalves, D.A.; Santos, N.S.; Tambor, K. & Steininger, M. 2004. **Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro.** Conservação Internacional, Brasília, DF.
- McClanahan, T.R. & Wolfe, R.W. 1987. Dispersal of ornithochorus seeds from forest edges in Central Florida. **Vegetatio 71**:107-112.
- Mendonça, R.C.; Felfili, J.M.; Walter, B.M.T.; Silva Junior, M.C.; Rezende, A. V.; Filgueiras, T.S.; Nogueira, P.E. e Fagg, C.W. 2008. Flora Vascular do Cerrado. *In*: **Cerrado: Ecologia e Flora.** S. M. Almeida, S. P. Sano e J.F. Ribeiro. Embrapa Informação Tecnológica. Brasília, DF.
- Menon, S.; Pontius, R.G.; Rose, J.; Khan, M.L. & Karmaljit, S.B. 2001. Identifying conservation-priority areas in the Tropics: a land-use change modeling approach. **Conservation Biology 15**: 501-512.
- Metzger, J.P. 2003. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? Pp. 49-76. *In*: P. Kageyama; R.E. Oliveira; L.F.D. Moraes & F.B. Gandara (eds.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais.** Botucatu, Fundação de Estudos e Pesquisa Agrícolas e Florestais (FEPAF).
- Miranda, H.S.; Bustamante, M. & Miranda, A.C. 2002. The fire factor. Pp. 51-68. *In*: P.S. Oliveira & R.J. Marquis (eds.). **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of Neotropical Savanna.** New York, Columbia University Press.
- Mittermeier, R.A.; Gil, P.R.; Hoffmann, M.; Pilgrim, J.; Brooks, T.; Mittermeier, C. G.; Lamoreux, J. & Fonseca, G.A.B. 2004. **Hotspots Revised: Earth's biologically and most endangered terrestrial ecoregions.** Cidade do México, CEMEX.
- Montalvo, A.M.; Williams, S.L.; Rice, K.J.; Buchmann, S.L.; Cory, C.; Handel, S.N.; Nabhan, G.P.; Primack, R. & Robichaux, R.H. 1997. Restoration Biology: A population biology perspective. **Restoration Ecology 5**: 277-290.
- Müller-Dombois, D. & Ellenberg, H. 1974. **Aims and methods in vegetation ecology.** New

- York, John Wiley and Sons.
- Nepstad, D.; Uhl, C.; Pereira, C.A. & Cardoso da Silva, J.M. 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. **Oikos** **76**:11-25.
- Oliveira-Filho, A.T. & Oliveira, L.C.A. 1988. Biologia floral de uma população de *Solanum lycocarpum* A. St. Hil. (Solanaceae) em Lavras, MG. **Revista Brasileira de Botânica** **11**:23-32.
- Oliveira-Filho A.T. & Ratter, J. A. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado Biome. Pp. 91-120. In: P.S. Oliveira e R.J. Marquis (eds.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of neotropical savanna**. New York, Columbia University Press.
- Oliveira, F.F. 2006. Plantio de espécies nativas e uso de poleiros artificiais na restauração de uma área perturbada de cerrado sentido restrito em ambiente urbano no Distrito Federal, Brasil. Dissertação de Mestrado. Brasília, Universidade de Brasília.
- Oliveira, P.E.A.M. & Moreira, A.G. 1992. Anemocoria em espécies do cerrado e mata de galeria de Brasília, DF. **Revista Brasileira de Botânica** **15**:163-174.
- Oliveira, P.E. & Gibbs, P.E. 2002. Pollination and reproductive biology in Cerrado plant communities. Pp. 329-350. In: P.S. Oliveira & R.J. Marquis (eds). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York, Columbia University Press.
- Oliveira, S.C.C.; Ferreira, A.G. & Borghetti, F. 2004. Efeito alelopático de folhas de *Solanum lycocarpum* A. St.-Hil. (Solanaceae) na germinação e crescimento de *Sesamum indicum* L. (Pedaliaceae) sob diferentes temperaturas. **Acta Botanica Brasilica** **18**(3): 401-406.
- Palmer, M.A.; Ambrose, R.F. & Poff, N.L. 1997. Ecological theory and community restoration. **Restoration Ecology** **5**: 291-300.
- Parker, V.T. 1997. The scale of successional models and restoration objectives. **Restoration Ecology** **5**: 301-306.
- Parrota, J.A., Turnbull, J.W., & Jones, N. 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management** **99**:(1-7).
- Passos, L. & Oliveira, P.S. 2003. Interactions between ants, fruits and seeds in a restinga forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology** **19**: 261- 270.
- Pausas, J.G.; Bonet, A.; Maestre, F.T. & Climent, A. 2006. The role of the perch effect on the

- nucleation process in Mediterranean semi-arid oldfields. **Acta Oecologica** **29**: 346-352.
- Pereira, A.M.S. & Ribeiro, J.F. 2007. Cerrado: reserva genética ameaçada. Pp. 13-36.
In: Recursos Genéticos e Conservação de Plantas Medicinais do Cerrado. A.M.S. Pereira (ed.). Ribeirão Preto, Legis Summa Ltda. v.1.
- Pickett, S.T.A. & White, P.S. 1985. Patch dynamics: a synthesis. Pp. 371-384. In: S.T.A. Pickett & P.S. White (eds.). **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. London, Academic Press.
- Pimm, S.L. 1991. **The balance of nature**: ecological issues in the conservation of species and communities. Chicago, The University of Chicago Press.
- Pivello, V.R. & Coutinho, L.M. 1996. A qualitative successional model to assist in the management of Brazilian cerrados. **Forest Ecology and Management** **87**: 127-138.
- Pivello, V.R. 2005. Manejo de fragmentos de Cerrado: Princípios para a conservação da biodiversidade. Pp. 402-413. In: A. Scariot; J.C. Sousa-Silva & J.M. Felfili. (eds.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. 1 ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. v. 1.
- Pizo, M.A. & Oliveira, P.S. 2000. The use of fruits and seeds by ants in the atlantic forest of southeast Brazil. **Biotropica** **32**: 851-861.
- Posada, J.M.; Aide, T.M. & Cavellier, J. 2000. Cattle and weedy shrubs as restoration tools for tropical mountain rainforest. *Restoration ecology* **8**: 370-379.
- Ratter, J.A.; Bridgewater, S. & Ribeiro, J.F. 2003. Analysis of the floristic composition of the Brazilian Cerrado vegetation. III: comparison of the woody vegetation of 376 areas. **Edinburgh Journal of Botany** **60**(1): 57-109.
- Reatto, A.; Correia, J.R. & Spera, S.T. 1998. Solos do bioma Cerrado: aspectos pedológicos. Pp. 47-86. In S.M. Sano & S.P. Almeida (eds.). **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina, EMBRAPA-CPAC.
- Redente, E.F.; McLendon, T. & Depuit, E. 1993. Manipulation of vegetation community dynamics for degraded land rehabilitation. Pp. 265-278. In: **I Simpósio Brasileiro de Pesquisa Florestal**. Viçosa, Sociedade de Investigações Florestais.
- Reis, A.; Rogalski, J.; Berkenbrock, I.S. & Bourscheid, Kurt . 2003. A Nucleação Aplicada à Restauração Ambiental. In: **Anais Seminário Nacional degradação e recuperação ambiental**. Foz do Iguaçu. Disponível em <http://www.sobrade.com.br/eventos/2003/seminario/index.htm>. (Acessado em 28/02/2008)
- Reis, A.; Zambonim, R.M. & Nakazono, E.M. 1999. Recuperação de áreas florestais

- degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. **Série Cadernos da Biosfera 14**:1-42.
- Reis, A.; Espindola, M.B. & Vieira, N. 2003a. A nucleação como ferramenta para a restauração ambiental. Pp. 32-39. In: **Anais do Seminário Temático sobre Recuperação de Áreas Degradadas**. São Paulo, Instituto de Botânica.
- Reis, A.; Bechara, F.C.; Espindola, M.B.; Vieira, N.K. & Souza, L.L. 2003b. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais.
- Reis, A. & Kageyama, P.Y. 2003. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. Pp. 98-110. In: P.Y. Kageyama; R.E. Oliveira; L.F.D. Moares; V.L. Engel & F.B. Gandara (eds.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu, FEPAF.
- Natureza & Conservação 1**:28-36.
- Reis, A. & Tres, D.R. 2007. Nucleação: integração das comunidades naturais com a paisagem. Pp. 29-56. In: **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. 1 ed. São Paulo, Fundação Cargill. v. 1.
- Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. Pp. 87-166. In: S.M. Sano & S.P. Almeida (ed.). **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina, EMBRAPA-CPAC.
- Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. Pp. 151-212. In: S.M. Sano; S.P. de Almeida & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: Ecologia e Flora**. Brasília, Embrapa Informação Tecnológica.
- Ricklefs, R.E. 2003. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan.
- Robinson, G.R. & Handel, S.N. 1993. Forest restoration on a closed landfill: rapid addition of new species by bird dispersal. **Conservation Biology 7**: 271-278.
- Rodrigues, R.R. & Gandolfi, S. 2000. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. Pp. 235-247. In: R.R. Rodrigues & H.F. Leitão-Filho (eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo, Universidade de São Paulo.
- Rylands, A.B.; da Fonseca, M.T.; Machado, R.B. & Cavalcanti, R.B. 2008. Brazil. In: M. Spalding; S. Chape & M. Jenkins (eds.). **The World's Protected Areas: Status, value and prospects in the 21st Century**. Cambridge, United Nations Environment Programme and World Conservation Monitoring Centre. In press.
- Scarano, F. R. 2000. Marginal plants: functional ecology at the Atlantic Forest periphery. **Tópicos atuais em botânica: palestras convidadas do 51º Congresso Nacional de Botânica**. EMBRAPA/Sociedade Botânica do Brasil. Brasília, pp. 176-182.

- Schlawin, J.R., Zahawi, R.A., 2008. 'Nucleating' succession in recovering neotropical wet forests: the legacy of remnant trees. **Journal of Vegetation Science** **19**: 485-492
- Silva-Junior, M.C. 2005. **100 árvores do Cerrado: guia de campo**. Brasília, Rede de Sementes do Cerrado.
- Slocum, M.G. & C.C. Horvitz. 2000. Seed arrival under different genera of trees in a neotropical pasture. **Plant Ecology** **149**: 51-62.
- Smythe, N. 1986. The importance of mammals in neotropical forest management. Pp. 79-98. In: J.C. Colón (ed.). **Management of the forests of Tropical America: prospects and technologies**. Puerto Rico, USDA Forest Service.
- SNUC. 2000. **Criação do sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Brasília, DF. 23p.
- Sturgess, P. & Atkinson, D. 1993. The clear-felling of sand-dune plantations: soil and vegetational processes in habitat restoration. **Biological Conservation** **66**: 171-183.
- Sun, D. & Dickinson, G. R. 1996. The competition effect of *Brachiaria decumbens* on the early growth of direct-seeded trees of *Alphitonia petriei* in tropical north Australia. **Biotropica** **28**: 272-276.
- Toh, I.; Gillespie, M. & Lamb, D. 1999. The role of isolated trees in facilitating tree seedling recruitment at a degraded sub-tropical rainforest site. **Restoration Ecology** **7**: 288-297.
- UNESCO. 2002. **Vegetação no Distrito Federal: tempo e espaço: uma avaliação multitemporal da perda de cobertura vegetal no DF e da diversidade florística da Reserva da Biosfera do Cerrado - Fase 1**. Brasília, Unesco Brasil.
- Van Der Pijl, L. 1982. **Principles of dispersal in higher plants**. Berlin, Springer-Verlag.
- Verchot, L.V.; Moutinho, P.R.; Davidson, E.A. 2003. Leaf-cutting ant (*Atta Sexdens*) and nutrient cycling: deep soil inorganic nitrogen stocks, mineralization, and nitrification in Eastern Amazonia. **Soil Biology & Biochemistry** **35**: 1219-22
- Vieira, I.C.G.; Uhl, C. & Nepstad, D. 1994. The role of the shrub *Cordia multispicata* Cham. as a 'succession facilitator' in an abandoned pasture, Paragominas, Amazonia. **Vegetatio** **115**: 91-99.
- Vieira, D.L.M.; Aquino, F.G.; Brito, M.A.; Fernandes-Bulhão, C. & Henriques, R.P.B. 2002. Síndromes de dispersão de espécies abustivo-arbóreas em Cerrado *sensu stricto* do Brasil Central e savanas amazônicas. **Revista Brasileira de Botânica** **25**: 215-220.
- Walker, B.W. 1981. Is succession a viable concept in African savanna ecosystems?. Pp. 431-

447. *In*: D.C. West, H.H. Shugart & D.B. Botkin (ed.). **Forest succession: concepts and application**. Springer-Verlag, New York.
- Walter, B.M.T. 2001. A pesquisa botânica na vegetação do Distrito Federal, Brasil. Pp. 59-86. *In*: T.B. Cavalcanti & A.E. Ramos (ed.). **Flora do Distrito Federal**. vol. 1. Brasília, CENARGEM.
- Whitmore, T.C. 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology** **70**: 536-538.
- Yarranton, G.A. & Morrison, R.G. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **Journal of Ecology** **62**: 417-428.
- Young, T.P. 2000. Restoration ecology and conservation biology. **Biological Conservation** **92**:(73-83)