

Universidade Federal de Uberlândia
Instituto de Biologia

**O PAPEL DAS BEIRAS DE ESTRADAS NA CONSERVAÇÃO
DA DIVERSIDADE VEGETAL DO CERRADO**

Pedro Braunger de Vasconcelos

2012

Pedro Braunger de Vasconcelos

**O PAPEL DAS BEIRAS DE ESTRADAS NA CONSERVAÇÃO
DA DIVERSIDADE VEGETAL DO CERRADO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de
Uberlândia, como parte das exigências para obtenção
do título de Mestre em Ecologia e Conservação de
Recursos Naturais

Orientador
Prof. Dr. Glein Monteiro de Araújo

Co-orientador
Prof. Dr. Emílio Miguel Bruna

UBERLÂNDIA
FEVEREIRO - 2012

Pedro Braunger de Vasconcelos

**O PAPEL DAS BEIRAS DE ESTRADAS NA CONSERVAÇÃO DA DIVERSIDADE
VEGETAL DO CERRADO**

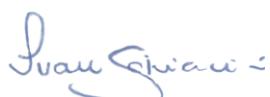
Dissertação apresentada à Universidade Federal de
Uberlândia, como parte das exigências para obtenção
do título de Mestre em Ecologia e Conservação de
Recursos Naturais

APROVADA em 16 de Fevereiro de 2012



Prof. Dr. Daniel Luis Mascia Vieira

Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia



Prof. Dr. Ivan Schiavini

UFU



Prof. Dr. Glein Monteiro de Araújo
UFU
(Orientador)

UBERLÂNDIA
Fevereiro-2012

AGRADECIMENTOS

- Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (**CAPES**) pela bolsa de mestrado concedida.
- A Universidade Federal de Uberlândia (**UFU**) e a pós-graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais (**ECRN**) por todo o suporte que me ajudou na formação.
- Agradeço os especialistas consultados para a identificação dos espécimes coletados: **Ana Angélica** (diversos), **Ivan Schiavini** (diversos), **André Terra** (Arecaceae), **Jimi Nakajima e Erick** (Asteraceae), **Betânia** (trepadeiras), **Allison** (Miconia), **Danilo, Gustavo, Paula Mel** (Fabaceae), **Priscilla** (Myrtaceae) e **Rosana Romero** (Melastomataceae).
- **Lillian e Bia** pelo auxílio no herbário.
- **Carolina Ferreira Gomes** pela ajuda de campo e inúmeras revisões na dissertação, além de ser a minha companheira e parceira para tudo.
- **Glein Monteiro de Araújo** pela grande contribuição na minha formação. Me ensinou muito sobre o Cerrado. É um excelente orientador, não deixa o aluno na mão. Tem bastante empolgação para ir para o campo o que acaba contagiando e inspirando a todos.
- **Daniel Luis Mascia Vieira e Ivan Schiavini** por aceitarem o convite para participar da banca.
- **Emílio Miguel Bruna** por ter aceito me orientar na Universidade da Flórida. Graças a sua orientação mudei muito a minha maneira de escrever.
- Pessoal do laboratório de Tropical Ecology & Conservation: **Fabiane, Rodolfo e Tony** pelo feedback.
- Todos os alunos e professores do Simpósio “**Peers**” que fizeram excelentes comentários sobre o trabalho.
- **Pai** pela inspiração, boas idéias, análises estatísticas e revisão do texto.
- **Mãe e Clara** pela alegria e animação que trazem pra casa.
- **Amigos** pelas conversas fiadas na “salinha”da pós.

ÍNDICE

	Página
Resumo	vi
Abstract.....	vii
1. Introdução.....	1
2. Material e Métodos.....	4
<i>2.1 Áreas de estudo.....</i>	<i>4</i>
<i>2.2 Amostragem.....</i>	<i>6</i>
<i>2.3 Classificação das espécies.....</i>	<i>8</i>
<i>2.4 Análises estatísticas.....</i>	<i>9</i>
3. Resultados.....	11
<i>3.1 Estrutura e composição de espécies do estrato superior.....</i>	<i>11</i>
<i>3.2 Estrutura e composição de espécies do estrato intermediário.....</i>	<i>12</i>
<i>3.3 Estrutura e composição de espécies do estrato inferior.....</i>	<i>17</i>
4. Discussão	19
5. Referências Bibliográficas.....	23
6. Anexos.....	29

RESUMO

Vasconcelos, Pedro B. 2012. O papel das beiras de estradas na conservação da diversidade vegetal do cerrado. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. UFU. Uberlândia-MG. 41p.

Existem evidências de que vegetações de beiras de estradas podem conservar a flora nativa local. Contudo, os estudos existentes foram, em sua maioria, realizados em ambientes campestres. Não se conhece muito o potencial de conservação das vegetações de beiras de estradas para fisionomias mais complexas, como as savânicas. Para isso, comparamos a estrutura da vegetação de cerrado (*sensu stricto*) de áreas de beiras de estradas com áreas preservadas. Em média, no estrato superior, encontramos 2,7 vezes mais indivíduos e 1,4 vezes mais espécies nas reservas do que nas beiras de estrada. No estrato intermediário encontramos 1,7 vezes mais indivíduos e 25% mais espécies nas reservas do que nas beiras de estrada. Além disso, na beira de estradas, houve menor prevalência de espécies no estrato superior com súber fino, de origem florestal e polinizadas por agentes especialistas. De forma similar, no estrato intermediário, encontramos uma menor proporção de espécies de origem florestal e dispersas por animais na beira de estradas. Essas diferenças ocorrem, possivelmente, porque durante a construção da estrada, as vegetações das suas margens são derrubadas e parte da terra é retirada para aterro da rodovia. Posteriormente, sofrem com uma maior freqüência de queimadas e grande cobertura (80% em média) de gramíneas exóticas. Além disso, é provável que a ausência de alguns polinizadores e dispersores nas beiras de estradas possa afetar o recrutamento de novos indivíduos. Apesar destas diferenças, as beiras de estradas são capazes de manter ao menos 70% das espécies do estrato superior e 72% das do estrato intermediário encontradas em reservas. Estes resultados sugerem que as faixas de vegetação em beiras de estrada, apesar de modificadas, podem contribuir para a conservação da flora do Cerrado, especialmente considerando que mais de 60% da área original deste bioma já foi destruída e que menos de 4% encontra-se protegida.

Palavras chaves: Conservação, Espécies exóticas, Fogo, Margem de Estrada, Resiliência e Rodovias.

ABSTRACT

Vasconcelos, Pedro B. 2012. The role of roadsides in conserving Cerrado plant diversity. MSc.thesis. UFU. Uberlândia-MG. 41p.

There is evidence that roadside vegetation can conserve local native flora. However, the studies providing this evidence were conducted primarily in grasslands. Not much is known of the potential conservation of roadside vegetation in more complex physiognomies, such as tropical savannas. We compared the structure of cerrado vegetation (*sensu stricto*) along roadsides areas with that in preserved areas. On average there were, on the superior layer, 2.7 times more individuals and 1.4 times more species in the reserves than in the roadside. In the intermediate layer we found 1.7 times more individuals and 25% more species in reserves than in roadside. In addition, in the roadside there was a lower prevalence of tree species with thin bark, forest species and species pollinated by specialist agents. Similarly, in the intermediate layer, we found a lower proportion of forest species and scattered by animals in the roadside. These differences occur, possibly because during the construction of the roads, the vegetation of their banks is cleared and part of the land is taken to landfill the road. Later, they suffer from a higher fire frequency and high coverage (80% average) of exotic grasses. Moreover, it is likely that the absence of some pollinators and dispersers on roadsides may affect the recruitment of new individuals. Despite these differences, the roadsides are able to maintain at least 70% of tree species and 72% of shrub species found in reserves. These results suggest that roadside vegetation can contribute to the conservation of the flora of Cerrado, especially considering that over 60% of the original area of this ecosystem has been destroyed and that less than 4% is protected.

Keywords: Conservation, Exotic species, Fire, Highway, Resilience and Road verge.

1. INTRODUÇÃO

As estradas são peças chaves para o desenvolvimento econômico, pois permitem a ocupação de novas áreas e geram novas oportunidades de serviços e empregos além de facilitar o transporte de produtos. Porém, os impactos ecológicos diretos e indiretos causados por estradas têm sido considerados como uns dos principais responsáveis pela perda da biodiversidade no mundo (Fearnside 1990; Forman & Alexander 1998; Pádua et al. 1995; Trombulak & Frissell 2000). Isso porque a facilidade do acesso a terras antes isoladas aumentam as taxas de desmatamento da região (Fearnside et al. 2009; Trombulak & Frissell 2000). As estradas podem também atuar como barreiras, afetando a dispersão de alguns organismos (Mader 1984; Shepard et al. 2008) e afetar processos hidrológicos pela ação da erosão e da interrupção de cursos de água (Campbell & Doeg 1989; Jones et al. 2000). Além disso, os veículos que utilizam as estradas, liberam poluentes e levantam poeira que podem ter efeitos deletérios para a vegetação no seu entorno (Rogers et al. 1979; Thompson et al. 1984), causar o atropelamento de animais silvestres (Bager & Rosa 2010; Clevenger et al. 2003; Coelho et al. 2008), ou ainda inibir as aves na proximidades das estradas em função da poluição sonora (Reijnen et al. 1996; Reijnen et al. 1995).

Contudo, talvez um dos maiores impactos diretos negativos de estradas seja a introdução e disseminação de espécies exóticas e invasoras (Gelbard & Belnap 2003; Parennes & Jones 2000). Alguns estudos mostram que, quanto mais próximo um habitat nativo de uma estrada, maior a incidência de gramíneas exóticas (Johnson et al. 1975; Tysar & Worley 1992). Isso acontece, pois a construção da estrada expõe o solo e aumenta a disponibilidade de luz e a freqüência de queimadas (Bilate 2005; Laurance 2003; Uhl & Buschbacher 1985), tornando o ambiente propício para o estabelecimento de espécies invasoras (Dantonio & Vitousek 1992). Os pneus dos veículos que trafegam nas estradas

podem ainda dispersar sementes de espécies exóticas (Veldman & Putz 2010). Assim, pelo fato de trabalhos anteriores focarem na invasão de beiras de estradas por espécies exóticas, surpreendentemente pouco se sabe sobre a persistência de comunidades nativas em beiras de estradas (Dunnett et al. 1998; Spooner & Smallbone 2009; Way 1977). Se algumas espécies são capazes de persistir nas beiras de estradas, então essas áreas podem ser uma ferramenta importante na conservação e restauração enquanto outras estratégias são implementadas.

No entanto, com os impactos bióticos e abióticos nas margens das estradas, nem todas as espécies nativas terão as mesmas probabilidades de sobrevivência. Isso faz desses locais, áreas interessantes para se examinar a resposta da vegetação aos impactos antrópicos (Lausi & Nimis 1985; Ullmann et al. 1995; Wilson et al. 1992). Por exemplo, as queimadas freqüentes podem selecionar espécies com súber espesso, pois a espessura do súber se correlaciona positivamente com a resistência cambial ao fogo (Hengst & Dawson 1993; Uhl & Kauffman 1990). Do mesmo modo, o atropelamento de animais (Bager & Rosa 2010; Clevenger et al. 2003; Coelho et al. 2008) e ausência de algumas aves devido à poluição sonora (Reijnen et al. 1996; Reijnen et al. 1995) nas beiras de estradas, pode limitar o recrutamento de espécies vegetais que dependem obrigatoriamente destes animais para se dispersarem. Espécies com sistemas de polinização especializados tendem a ser mais sensíveis a perturbações (Aizen & Feinsinger 2002; Girao et al. 2007; Kunin 1993) e assim podem se tornar menos freqüentes em beiras de estrada. Espécies com menor capacidade de rebrota (Coutinho 1990) podem ser menos persistentes. Por fim, a maior incidência de gramíneas exóticas nas estradas (Gelbard & Belnap 2003; Paredes & Jones 2000), podem inibir o recrutamento de espécies nativas (Hoffmann & Haridasan 2008; Hoffmann et al. 2004).

Dentre os estudos com vegetações de beiras de estradas, poucos avaliaram as características das espécies vegetais que sobrevivem nesses ambientes (Paredes & Jones 2000; Zeng et al. 2011). Além disso, grande parte dos estudos tem sido feito em fisionomias

campestres, que, em sua maioria, estão localizadas em zonas temperadas, principalmente na Europa (Cousins 2006; Dunnett et al. 1998; Ullmann & Heindl 1989; Way 1977) e China (Leung et al. 2009; Zeng et al. 2011; Zhao et al. 2008). Para os trópicos, foram localizados apenas quatro estudos, dois na Austrália, que avaliaram o efeito da idade da estrada na densidade de árvores nas beiras de estradas (Spooner & Smallbone 2009) e a estrutura genética de uma espécie de beira de estrada (Hogbin et al. 1998) e outros dois na África do Sul (Kalwij et al. 2008; Rahlao et al. 2010), ambos avaliando o papel de estradas na dispersão de exóticas. Entretanto, países em desenvolvimento, muitos dos quais estão nos trópicos, estão tendo um grande aumento na construção de estradas com a sua expansão econômica. O Brasil possui atualmente uma rede de estradas pavimentadas e não-pavimentadas que se estendem em mais de 1.712.000 quilômetros (www.dnit.gov.br/plano-nacional-de-viacao). Além disso, o programa de aceleração do crescimento 2 (PAC 2) prevê um investimento de mais de 50 bilhões de reais na construção de 8 mil km de estradas e duplicação de outros 55 mil km até 2014 (www.brasil.gov.br/pac/o-pac/pac-transportes). No entanto, pesquisas em ecologia de estradas no Brasil ainda são recentes, e os poucos estudos avaliaram apenas os índices de atropelamentos de animais silvestres (Bager & Rosa 2010; Gumier-Costa & Sperber 2009; Vieira 1996).

Localizada no Brasil central, a ecorregião do Cerrado é ideal para se testar o efeito da presença das estradas na biodiversidade de plantas nativas. Por causa da sua importância para a agricultura e com a agricultura possuindo um papel muito importante na expansão econômica (FAO 2004), é uma área com grande presença de estradas e constante construção de novas estradas. Além disso, o Cerrado brasileiro é a savana mais rica em espécies vegetais (aproximadamente 12 mil), das quais pelo menos um terço são endêmicas (Mendonça et al. 2008). Parte desta elevada diversidade florística dá-se pela diversidade de fitofisionomias

existentes no Cerrado, as quais incluem fisionomias campestres, savânicas (a vegetação dominante) e florestais (Eiten 1994; Oliveira 2002).

Neste estudo comparamos a estrutura da vegetação de cerrado *sensu stricto* de beiras de estradas e reservas. Determinamos se haviam diferenças na densidade de indivíduos, composição, riqueza e diversidade de espécies. Foram determinadas, também, as diferenças na espessura do súber e nas síndromes de dispersão e de polinização dos indivíduos e espécies do estrato superior ocorrentes nas beiras de estradas e reservas. Para o estrato intermediário foram determinadas as diferenças nas síndromes de dispersão e fisionomias típicas de ocorrência das espécies. Já para o estrato inferior, testamos se haviam diferenças na cobertura e número de espécies de gramíneas exóticas, gramíneas nativas, herbáceas (além das gramíneas), arbustivas, lenhosas, solo exposto e serapilheira.

2. MATERIAL & MÉTODOS

2.1. Áreas de estudo

O estudo foi realizado em áreas de cerrado *sensu stricto* na região do Triângulo Mineiro, em Minas Gerais, Brasil. O cerrado *sensu stricto* é uma savana formada por árvores, arvoretas e arbustos e estrato herbáceo dominado por gramíneas e que ocupa cerca de 70% do bioma Cerrado (Eiten 1994). A vegetação arbórea é caracterizada por possuir troncos e galhos torcidos e em geral suberosos (Oliveira-Filho & Ratter 2002; Ribeiro et al. 1985). O clima da região é do tipo Aw megatérmico (Köppen 1948) e é caracterizado por um verão chuvoso e inverno seco. A precipitação média anual é de 1600 mm, enquanto a temperatura média mensal é de 22,8 °C. A distribuição das chuvas é sazonal, com mais de 70% da precipitação anual ocorrendo entre novembro e março (Cardoso et al. 2009; Rosa et al. 1991). O solo da

região é do tipo latossolo vermelho, pobre em disponibilidade de nutrientes e com acidez de moderada a forte (Haridasan & Araújo 1987; Lopes & Cox 1977).

Amostramos 29 áreas de cerrado *sensu stricto* entre maio de 2009 e março de 2010.

Das 29 áreas, oito são áreas de Reserva Legal em propriedades agrícolas privadas e duas (Estação Ecológica do Panga e Clube de Caça e Pesca Itororó) são Reserva Particular do Patrimônio Natural (Tabela 1). O tamanho destas 10 reservas variou entre 17 a 441 hectares.

Em nenhuma delas há registro de queimadas nos últimos 10 anos (Carmo et al. 2011). As outras 19 áreas selecionadas são de remanescentes de cerrado *sensu stricto* em beira de estrada (Figura 1; Tabela 2). A vegetação de beira de estrada ocorre nas faixas de domínio, que é a área marginal à via, declarada de utilidade pública, não edificável (DNIT 2009).

Foram escolhidas as vegetações de beiras de estradas mais próximas de cada uma das reservas estudadas, visto que há uma grande variação na composição de espécies vegetais entre locais, e que possuísse uma vegetação contínua de 500 metros para amostragem das parcelas. Estas áreas sofrem impactos desde a sua construção com a retirada de terra para aterro da estrada e limpeza da vegetação, que então é abandonada e se regenera e, posteriormente, sofrem freqüentes queimadas (Figura 2).

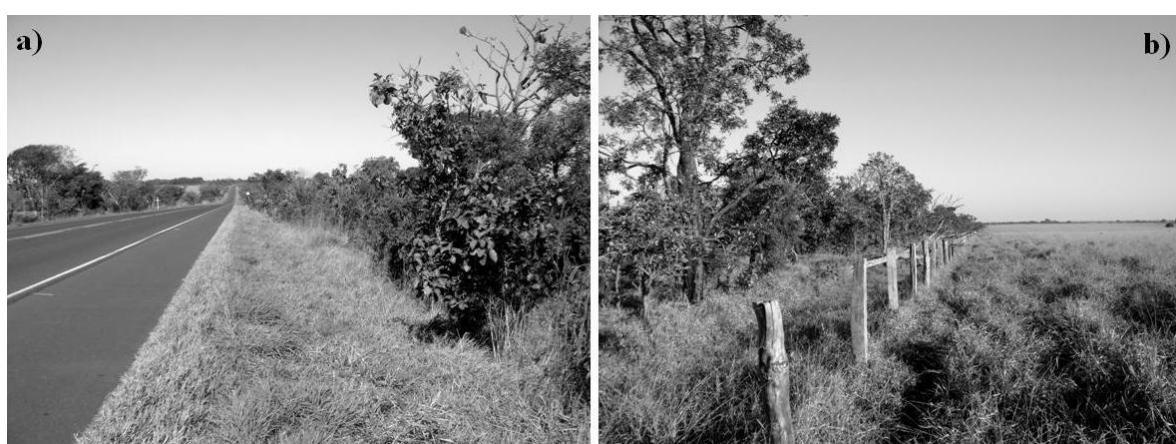


Fig. 1 - Vegetação na beira da estrada BR-455 (a) e a sua divisa com uma fazenda (b).



Fig. 2 - Vegetação de beira de estrada queimada (a) e detalhe de um tronco queimado (b).

Tabela 1 - Relação das reservas de cerrado *sensu stricto* estudadas na região do Triângulo Mineiro, MG.

Denominação	Área total (ha)	Latitude (S)	Longitude (W)
Fazenda Passarinho	96	19°05'39"	48°08'46"
Fazenda Rosário	17	19°01'25"	48°04'23"
Clube Caça e Pesca Itororó	441	19°00'06"	48°18'38"
Reserva Ecológica do Panga	409	19°10'23"	48°23'58"
Fazenda Água Limpa 2	176	19°08'46"	48°22'41"
Fazenda Santo Antônio 1	151	19°00'35"	48°35'05"
Fazenda Divisa	50	19°02'55"	48°02'38"
Reserva vegetal da Eucatex	170	19°02'25"	48°05'46"
Fazenda Santo Antônio 2	150	19°01'43"	48°33'32"
Fazenda Bom Jardim	130	19°04'30"	48°19'03"

Tabela 2 - Relação das áreas de beira de estrada de cerrado *sensu stricto* estudadas na região do Triângulo Mineiro, MG.

Denominação	Estrada	Pavimento	Número de vias	Ano de construção	Latitude (S)	Longitude (W)
Uberaba 1	BR – 050	Asfalto	Duas	1964	19° 03' 57"	48° 11' 28"
Uberaba 2	BR – 050	Asfalto	Duas	1964	19° 05' 29"	48° 11' 01"
Panga 1	BR – 455	Terra	Uma	1988	19° 00' 39"	49° 19' 20"
Panga 2	BR – 455	Terra	Uma	1988	19° 03' 53"	48° 21' 13"
Prata 1	BR – 497	Asfalto	Uma	1973	18° 59' 11"	48° 24' 58"
Prata 2	BR – 497	Asfalto	Uma	1973	19° 01' 44"	48° 31' 25"
Panga 3	BR – 455	Terra	Uma	1988	19° 13' 21"	48° 23' 37"
Panga 4	BR – 455	Terra	Uma	1988	19° 06' 47"	48° 22' 12"
Uberaba 3	BR – 050	Asfalto	Duas	1964	19° 16' 49"	48° 07' 19"
Prata 3	BR – 497	Asfalto	Uma	1973	19° 02' 57"	48° 32' 56"
Araxá 1	BR – 452	Asfalto	Uma	1974	19° 02' 46"	48° 03' 03"
Araxá 2	BR – 452	Asfalto	Uma	1974	18° 59' 25"	48° 05' 52"
Araxá 3	BR – 452	Asfalto	Uma	1974	19° 16' 38"	47° 41' 06"
Romaria 1	BR – 365	Asfalto	Uma	1973	18° 52' 02"	47° 59' 49"
Romaria 2	BR – 365	Asfalto	Uma	1973	18° 54' 07"	47° 54' 38"
Romaria 3	BR – 365	Asfalto	Uma	1973	18° 54' 60"	47° 50' 37"
Romaria 4	BR – 365	Asfalto	Uma	1973	18° 55' 37"	47° 31' 11"
Araporã 1	BR – 452	Asfalto	Uma	1972	18° 36' 44"	48° 44' 04"
Araporã 3	BR – 452	Asfalto	Uma	1972	18° 31' 58"	48° 54' 59"

2.2. Amostragem

Na amostragem da vegetação foram considerados três estratos: estrato superior, com o predomínio de árvores com circunferência do tronco na altura do peito (CAP) ≥ 15 cm; Estrato intermediário, com espécies arbustivas e arvoretas com CAP < 15 cm e pelo menos um metro de altura; e estrato inferior, com espécies lenhosas e herbáceas entre 20-100 cm e menos de um metro de altura.

Para amostrar o estrato superior utilizamos uma área de 20 x 250 m (0,5ha) nas reservas, sendo a mesma amostragem aplicada nas beiras das estradas quando a faixa de vegetação possuía uma largura ≥ 20 m (Figura 3). Nas beiras de estradas com faixa de vegetação inferior a 20 m amostramos dois transectos de 10 x 250 m, sendo cada um de um lado da estrada. Para o estrato intermediário, amostramos parcelas com metade da área utilizada para o estrato superior, totalizando um quarto de hectare (10 x 250m).

Para determinar a composição e cobertura das espécies do estrato inferior empregamos o método de interseção na linha (Canfield 1941; Munhoz & Araújo 2011). Em cada área de estudo estabelecemos duas linhas de 250 metros cada com altura de um metro em relação ao solo (Figura 4). A amostragem foi feita a cada dois metros na linha. Com uma haste metálica registramos o comprimento que a linha é interceptada por uma espécie, que dividido pelo comprimento total amostrado sob a linha, estimou a proporção da área coberta por aquela espécie. Com esses dados foram calculadas a cobertura de cada espécie e o número de espécies amostradas nas áreas. No caso de não haver qualquer espécie de planta, foi registrado se o solo era exposto ou coberto com serrapilheira. Os valores encontrados foram divididos nas seguintes categorias para melhor comparação: gramíneas exóticas, gramíneas nativas, herbáceas, arbustivas, lenhosas, solo exposto e serapilheira.

As espécies não identificadas em campo foram coletadas e identificadas posteriormente utilizando a literatura botânica disponível, consultando especialistas e comparando com material do Herbarium Uberlandense (HUFU). O sistema de classificação utilizado na identificação das espécies em suas respectivas famílias foi a APG III (The Angiosperm Phylogeny 2009).

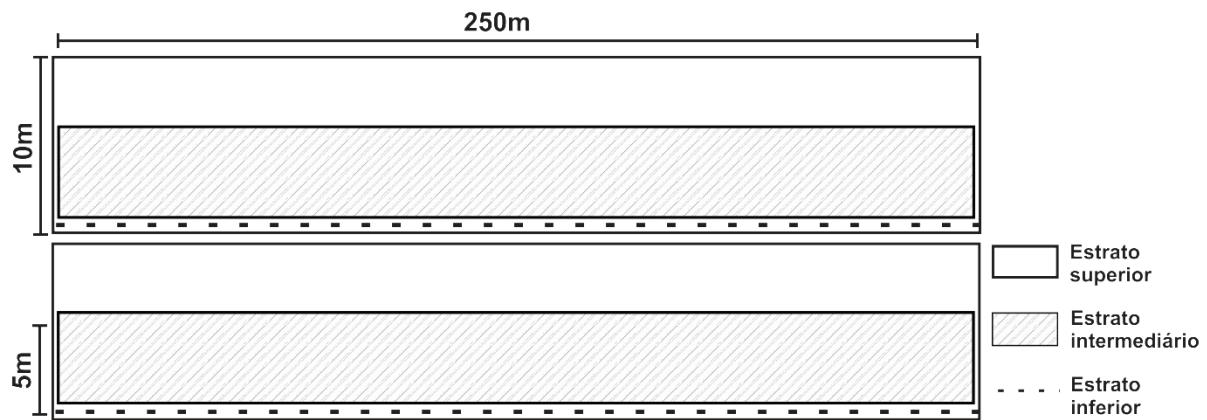


Fig. 3 - Esquema das parcelas e transectos de intercepção de linha utilizados para amostragem dos estratos superior, intermediário e inferior de cerrado *sensu stricto* de reservas e beiras de estradas.



Fig. 4 – Demonstração do método de interseção de linha (esquerda) e medição de espessura de súber (direita).

2.3. Classificação das espécies

As espécies foram classificadas de acordo com o sistema de polinização e espessura do súber para as espécies do estrato superior e sistema de dispersão e fisionomia vegetal de ocorrência para ambos os estratos, superior e intermediário. Quanto ao sistema de dispersão,

classificamos as espécies de acordo com a literatura (Figueiredo 2008; Gottsberger & Silberbauer-Gotttsberger 2006; Saravy et al. 2003; Silva Júnior 2005) e agrupamos as espécies em duas categorias: as que dependem de animais (zoocóricas) e as que não dependem dos animais para se dispersarem (anemocóricas ou autocóricas). Quanto ao sistema de polinização, classificamos as espécies de acordo com a literatura (Gotttsberger & Silberbauer-Gotttsberger 2006; Martins & Batalha 2006; Silva Júnior 2005). Classificamos as espécies como generalistas, aquelas polinizadas por agentes menos especializados, como abelhas pequenas, mariposas, pequenos insetos, borboletas, vespas, trips, moscas ou vento; ou especialistas, que são polinizadas por agentes mais especializados, como abelhas grandes, besouros, esfingídeos, morcegos e beija-flores de acordo com o feito por (Girao et al. 2007).

Determinamos também o tipo de fisionomia vegetal em que cada espécie ocorre predominantemente: cerrado *sensu stricto* (savântica) e espécies de floresta ou generalista. Para isso, utilizamos a literatura (Mendonça et al. 2008; Rossatto et al. 2008) e conhecimentos de campo. Além disso, medimos a espessura do súber de três indivíduos de cada espécie que foi encontrada no estrato superior nas áreas de estudo. A medição foi realizada em uma área de cerrado (*sensu stricto*) na Estação Ecológica do Panga. As medidas foram realizadas com um paquímetro e tomadas de pedaços de súber retirado de indivíduos que apresentaram pelo menos 20 cm de circunferência a 30 cm do solo. Os valores de espessura foram agrupados em: fino (até 0,9cm) e espesso (a partir de 1,0 cm). As categorias foram baseadas em estudos no cerrado com 56 espécies arbóreas, que mostraram que as espécies que possuíam súber com espessura maior do que 0,9 cm tinham 50% de chances de sobreviver as queimadas (Hoffmann et al. 2009; compilado por Hoffmann et al. 2012; Hoffmann & Solbrig 2003).

2.4. Análises estatísticas

Com os dados obtidos no método de parcela para os estratos superior e intermediário calculamos a densidade de indivíduos, a riqueza de espécies, e o índice de diversidade Alfa de Fisher (Fisher et al. 1943). A escolha desse índice ocorreu por ser pouco influenciado pelo tamanho da amostra ou pela abundância das espécies mais comuns (Taylor et al. 1976). Para testar se esses parâmetros diferiram entre os ambientes realizamos testes t para amostras independentes. Transformamos os dados de número de indivíduos em logaritmos para atender as premissas do teste.

Comparamos também as composições de espécies do estrato superior e intermediário entre as áreas por um escalonamento não-métrico multidimensional. A técnica de ordenação MDS foi escolhida por ser considerada por muitos autores como mais efetiva para dados ecológicos de comunidades, já que ele não tem como premissa a relação linear entre as variáveis (McCune & Grace 2002). As ordenações foram feitas tendo como base os dados de abundância relativa das espécies em cada área de estudo e medida de similaridade o índice Bray-Curtis.

Para testar diferenças entre as prevalências de indivíduos e espécies de diferentes características vegetais, calculamos as proporções de indivíduos e espécies com cada característica, em relação ao total de cada comunidade. Para comparar as diferenças nas prevalências de indivíduos e espécies de fisionomia savânica ou florestal, de sistemas de polinização generalistas ou especialistas, de sistemas de dispersão zoocórica ou anemocórica/autocórica entre as áreas, foram realizados testes t para duas amostras. Para testar diferenças na prevalência de indivíduos e espécies do estrato superior de diferentes espessuras de súber realizamos testes de t para duas amostras para cada classe de espessura. Como foram realizados múltiplos teste da mesma hipótese (i.e, de que haviam diferenças na espessura do súber entre os dois ambientes), e para evitar o erro tipo II, utilizou-se a correção de Bonferroni (Chandler 1995) para se determinar o nível de significância dos testes.

Para testar diferenças entre as coberturas e número de espécies de gramíneas exóticas, gramíneas nativas, herbáceas (além das gramíneas), arbustivas, lenhosas, solo exposto e serapilheira entre os ambientes estudados foram realizados teste t com correção de Bonferroni. Realizamos todas as análises estatísticas descritas utilizando o programa Systat 10.2 (SPSS 2000).

3. RESULTADOS

3.1. Estrutura e composição de espécies do estrato superior

Nas dez áreas preservadas (5,0 ha) amostramos um total de 6.649 indivíduos (1329.8 indivíduos/ha) no estrato superior, distribuídos em 108 espécies e 40 famílias, sendo que Combretaceae, Lauraceae, Myristicaceae e Symplocaceae só ocorreram nas reservas. Já nos dezenove trechos de beira de estrada (9,5 ha) encontramos um total de 5152 indivíduos distribuídos (542.3 indivíduos/ha) em 99 espécies e 39 famílias, com Meliaceae, Solanaceae e Urticaceae sendo exclusivas desses ambientes (Anexo 1). Em média, encontramos nas reservas 2,4 vezes mais indivíduos ($t=8,17$, $P<0,001$; Figura 5) e 37% mais espécies ($t=5,57$; $P<0,001$) do que nas áreas de beira de estrada. Quanto à diversidade de espécies (índice Alfa de Fisher) não encontramos diferenças significativas no estrato superior entre as áreas de reserva e beira de estrada ($t=1,26$; $P=0,219$).

Além de diferenças na densidade de indivíduos e na riqueza de espécies, também foram notadas claras diferenças na composição da comunidade (Escalonamento não-métrico multidimensional, estresse=0,196; Proporção da variância explicada=0,783; Figura 6). As cinco espécies do estrato superior de maior densidade nas reservas foram *Qualea grandiflora*, *Miconia albicans*, *Caryocar brasiliense*, *Qualea parviflora* e *Ouratea hexasperma* (Figura 7).

Essas espécies ocorreram, entre 80 e 100% das reservas amostradas e, juntas, representam 28% dos indivíduos encontrados nessas áreas. Por outro lado, nas beiras de estradas, as espécies citadas acima ocorreram em média, em somente 34% das áreas e representaram apenas 6% dos indivíduos amostrados. *Dalbergia miscolobium*, *Aspidosperma tomentosum*, *Pouteria ramiflora*, *Qualea grandiflora* e *Pouteria torta* representam 25% de todos os indivíduos encontrados nas áreas de beira de estrada e ocorreram, em média, em 74% dessas áreas.

Foi observado que, nas beiras de estradas, as espécies florestais ocorreram numa proporção 28% menor (0.126 versus 0.098; $t=3,00$; $P=0,006$) e os indivíduos foram quase duas vezes menos abundantes (0.169 versus 0.092; $t=3,54$; $P=0.001$) nessas áreas (Figura 8a). Quanto à síndrome de dispersão (Figura 8b), não houve diferença significativa entre as proporções de espécies ($t=0,05$; $P=0,957$) e de indivíduos ($t=1,80$; $P=0,082$) zoocóricos no estrato superior.

Quanto à síndrome de polinização (Figura 9), observamos que a proporção de indivíduos polinizados por agentes especialistas foi quase duas vezes menor nas vegetações de beira de estradas ($t=4,43$; $P<0,001$). Por outro lado, a proporção de espécies polinizadas por agentes especialistas não diferiu entre os ambientes ($t=1,02$; $P=0,315$). Por fim, quanto à espessura do súber (Figura 10), encontrou-se nas reservas uma proporção 46% menor de espécies ($t=2,98$; $P=0,006$) e duas vezes maior de indivíduos ($t=3,34$; $P=0,002$) com súber da categoria mais fina. Já nas áreas de beira de estrada foi encontrada uma proporção 17% maior de espécies ($t=2,74$; $P=0,011$) com súber espesso. Para o súber de espessura intermediária não houve diferença entre os ambientes estudados para indivíduos ($t=1,02$; $P=0,314$) e nem para as espécies ($t=0,26$; $P=0,793$).

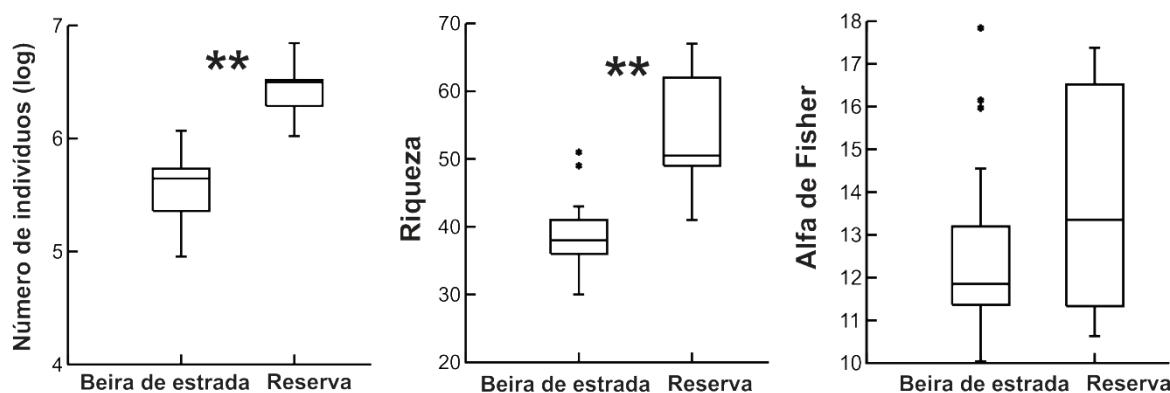
3.2. Estrutura e composição de espécies do estrato intermediário

No estrato intermediário, encontramos nas reservas 11.596 indivíduos (2319.3 indivíduos/ha), distribuídos em 180 espécies e 50 famílias, sendo que Amaranthaceae, Myristicaceae, Oxalidaceae, Peraceae, Siparunaceae e Symplocaceae só foram encontradas nas reservas. Já nas áreas de beiras de estradas encontramos 12.855 indivíduos (1353.1 indivíduos/ha) distribuídos em 239 espécies e 50 famílias com Convolvulaceae, Emmotaceae, Menispermaceae, Phyllanthaceae, Polygalaceae e Smilacaceae sendo exclusivas desses ambientes (Anexo 2). Em média, encontramos nas reservas 1,7 vezes mais indivíduos do que nas beiras de estrada ($t=3,82$, $P<0,001$; Figura 5) e 25% mais espécies nas reservas ($t=3,77$; $P<0,001$). O índice de diversidade (Alfa de Fisher) não diferiu entre os ambientes ($t=1,96$; $P=0,06$).

A análise de ordenação MDS indicou que as comunidades diferem quanto a sua composição de espécies (Estresse=0,207; Proporção da variância explicada=0,760). As cinco espécies mais comuns do estrato intermediário em reservas foram *Miconia albicans*, *Matayba guianensis*, *Qualea grandiflora*, *Eugenia calycina* e *Davilla elliptica*. Juntas estas espécies representaram 32% dos indivíduos amostrados e ocorreram, em média, em 94% das reservas. Nas beiras de estradas, 34.5% dos indivíduos eram representados por: *Matayba guianensis*, *Banisteriopsis malifolia*, *Brosimum gaudichaudii*, *Bauhinia holophylla* e *Byrsonima intermedia*, que ocorreram, em média, em 79% das beiras de estradas.

Foi observado que as espécies florestais ocorreram numa proporção 28% maior nas reservas ($t=3,33$; $P=0,002$) do que nas beiras de estradas. Já as proporções de indivíduos florestais não diferiram entre os ambientes ($t=1,56$; $P=0,128$). Quanto ao sistema de dispersão, encontramos 15% menos indivíduos ($t=2,61$; $P=0,015$) e 11% menos espécies ($t=3,79$; $P=0,001$) que dependem de animais nas beiras de estradas.

A) Estrato superior



B) Estrato intermediário

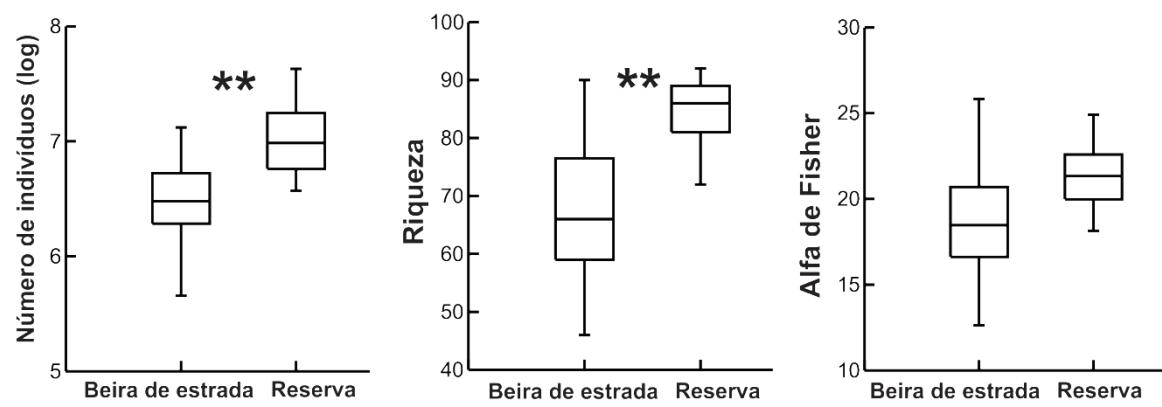
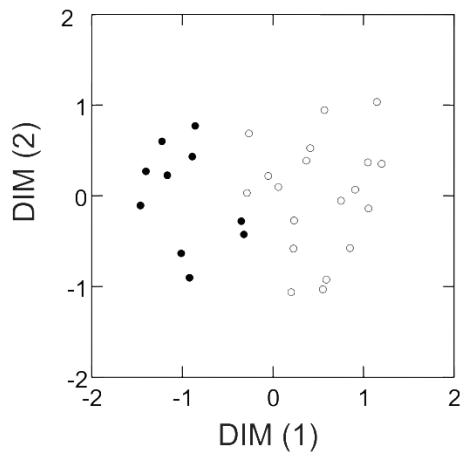


Fig. 5 – Média (\pm SD) do número de indivíduos (log), riqueza e índice de alfa de Fisher do estrato superior (A) e intermediário (B) de cerrados *sensu stricto* de beira de estrada (n=19) ou de reservas (n=10) do Triângulo Mineiro, MG. *P<0.05; **P<0.001.

A) Estrato superior



B) Estrato arbustivo

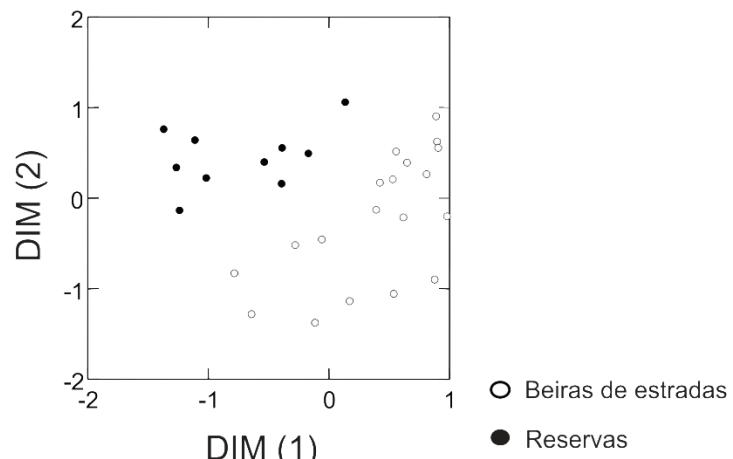


Fig. 6 - Composição da comunidade de cerrado *sensu stricto* de beiras de estradas e reservas naturais através de um escalonamento não-métrico multidimensional do estrato superior (A) e intermediário (B). As ordenações foram feitas tendo como base os dados de abundância relativa das espécies em cada área de estudo e medida de similaridade o índice Bray-Curtis.

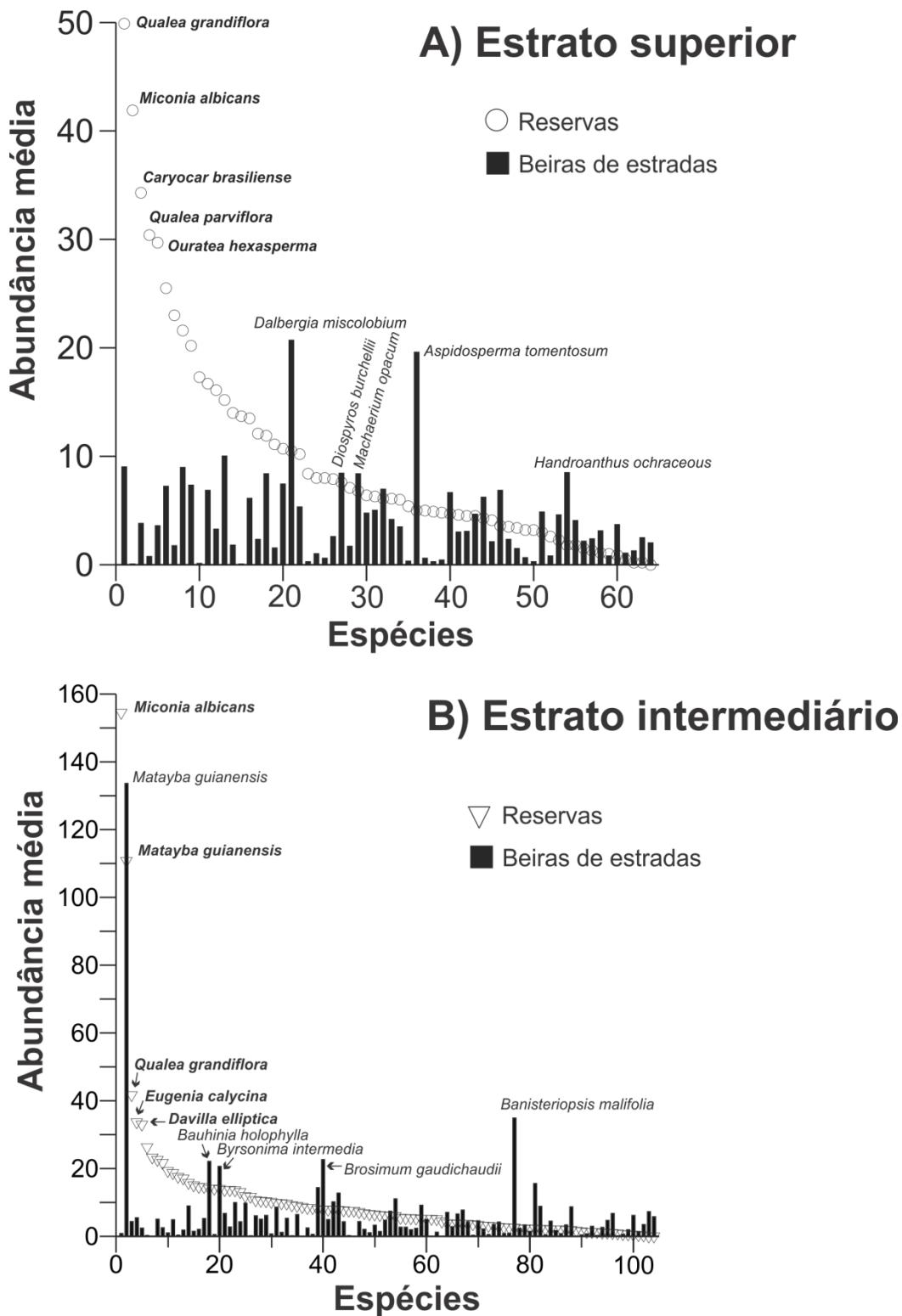
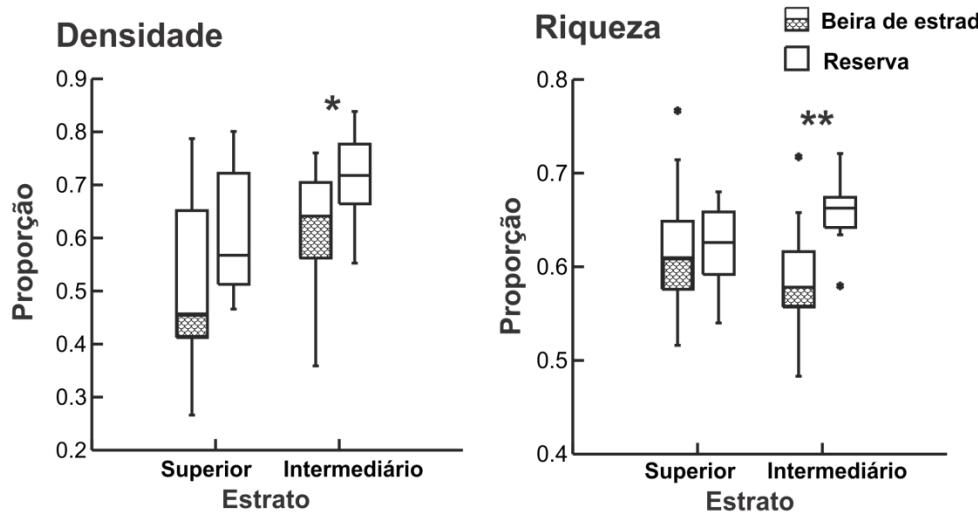


Fig. 7 - Abundâncias médias de espécies do estrato superior (A) e intermediário (B) nas reservas (n=10) e beiras de estradas (n=19). As espécies foram ordenadas de acordo com a sua abundância média nas reservas e só foram consideradas aquelas que ocorreram em mais da metade das 29 áreas amostradas. Das 64 espécies do estrato superior, 44 tiveram uma abundância média maior nas reservas enquanto 20 foram mais abundantes nas beiras de estradas. Das 104 espécies do estrato intermediário, 70 tiveram uma abundância média maior nas reservas enquanto 34 foram mais abundantes nas beiras de estradas. Em destaque estão as cinco espécies mais abundantes nas reservas (negrito) e nas beiras de estradas.

a) Zoocóricos



b) Florestais

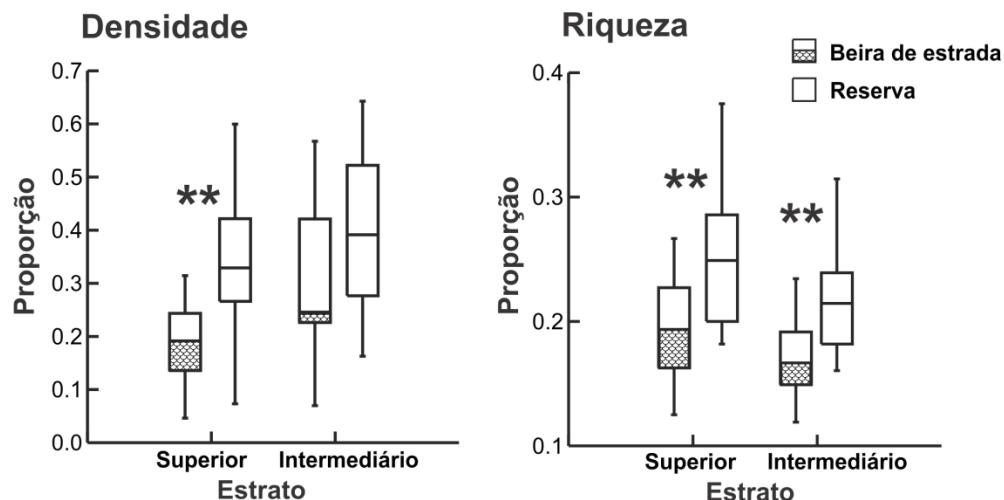
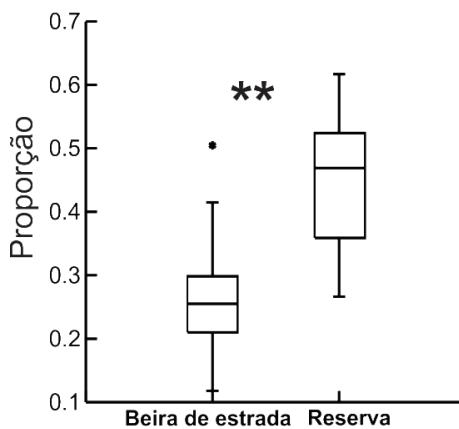


Fig. 8 - Média (\pm SD) da proporção de indivíduos e espécies zoocóricos (A) e florestais (B) do estrato superior e intermediário nos cerrados *sensu stricto* de beiras de estradas e reservas naturais. *P<0.05; **P<0.001.

A) Densidade



B) Riqueza

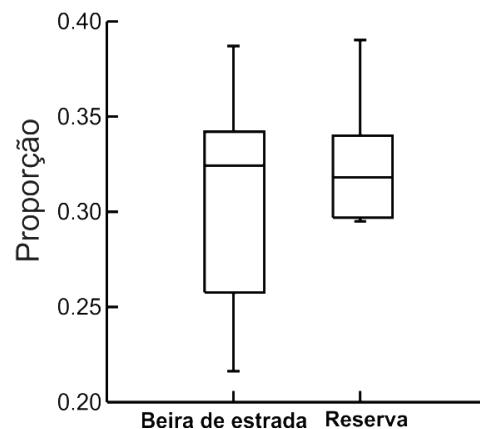


Fig. 9 - Média (\pm SD) da proporção de indivíduos (A) e espécies (B) do estrato superior com sistemas de polinização especializados encontrados nos cerrados *sensu stricto* de beiras de estradas e reservas naturais. *P<0.05; **P<0.001.

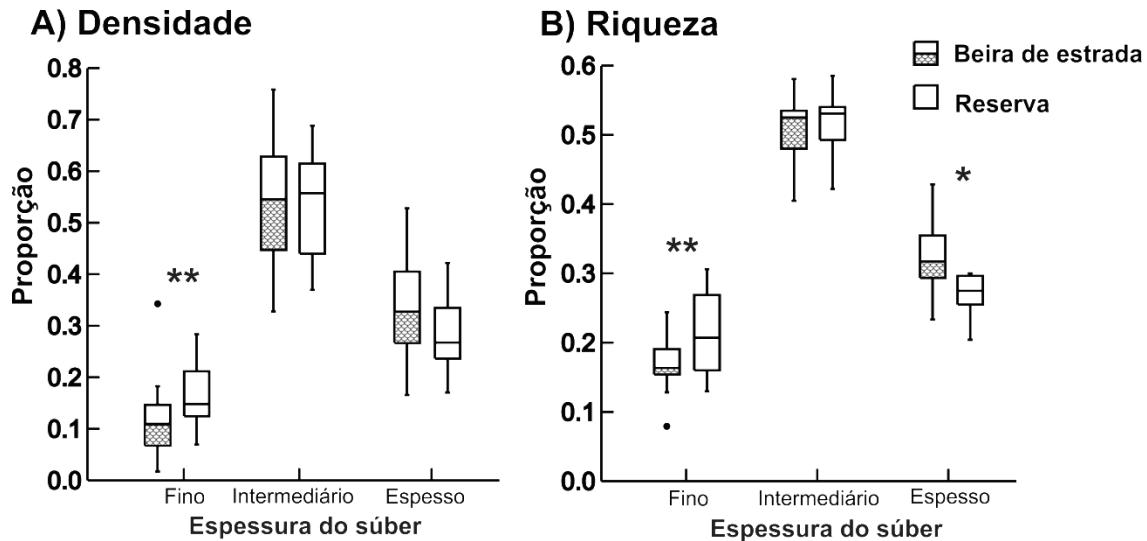


Fig. 10 - Média (\pm SD) da proporção de indivíduos (A) e espécies (B) de diferentes espessuras de súber do estrato superior encontrado nos cerrados *sensu stricto* de beiras de estradas e reservas naturais. * $P<0.05$; ** $P<0.001$.

3.3. Estrutura e composição de espécies do estrato inferior

Pelo método de interseção de linha, encontramos nas reservas 221 espécies, sendo 37 de gramíneas (Poaceae) nativas, três de gramíneas exóticas, 44 de herbáceas e 137 de espécies lenhosas. Nas beiras de estradas encontramos 240 espécies sendo que 25 eram gramíneas nativas, seis gramíneas exóticas, 73 herbáceas e 136 lenhosas.

As reservas continham três vezes mais espécies de gramíneas nativas (Figura 11; $t=8,48$; $P<0,001$) e essas espécies cobriram 35% do solo, contra apenas 4% nas beiras de estradas ($t=7,59$; $P<0,001$). As espécies *Echinolaena inflexa*, *Tristachya leiostachya* e *Loudetiaopsis chrysothrix* responderam por 25% da cobertura do solo nas reservas. Quanto ao número de espécies de gramíneas exóticas, os ambientes não diferiram significativamente ($t=1,79$; $P=0,084$). Contudo, nas beiras de estradas, elas cobriram, em média, 81,5% do solo, com predominância de *Brachiaria* sp. (79,8%) e apenas 3% nas reservas ($t=31,12$; $P<0,001$).

O número de espécies herbáceas não diferiu entre os ambientes ($t=0,13$; $P=0,896$), tampouco a cobertura dessas espécies ($t=1,07$; $P=0,290$). Nas reservas, *Ananas ananassoides*

e *Andira humilis* representaram 46% da cobertura de herbáceas no solo e *Stylosanthes* sp3 e *Stylosanthes guianensis* representaram 31% das herbáceas nas beiras de estradas.

As espécies consideradas lenhosas foram duas vezes mais numerosas nas reservas ($t=6,42$; $P<0,001$) além de cobrirem uma área três vezes maior do que nas beiras de estradas ($t=5,60$; $P<0,001$). *Miconia albicans*, *Matayba guianensis*, *Syagrus comosa*, *Cordiera myrciifolia* e *Cordiera obtusa* representaram 31% das espécies lenhosas amostradas nas reservas. Já *Matayba guianensis*, *Byrsonima intermedia*, *Banisteriopsis malifolia*, *Campomanesia adamantium* e *Dalbergia miscolobium* representaram 38% dos indivíduos lenhosos nas beiras de estradas. Por fim, a serapiheira ocupou, em média, 29% do solo das reservas e 1% nas beiras de estradas ($t=9,96$; $P<0,001$), enquanto que a quantidade de solo exposto foi marginalmente maior nas reservas ($t=1,86$; $P=0,074$).

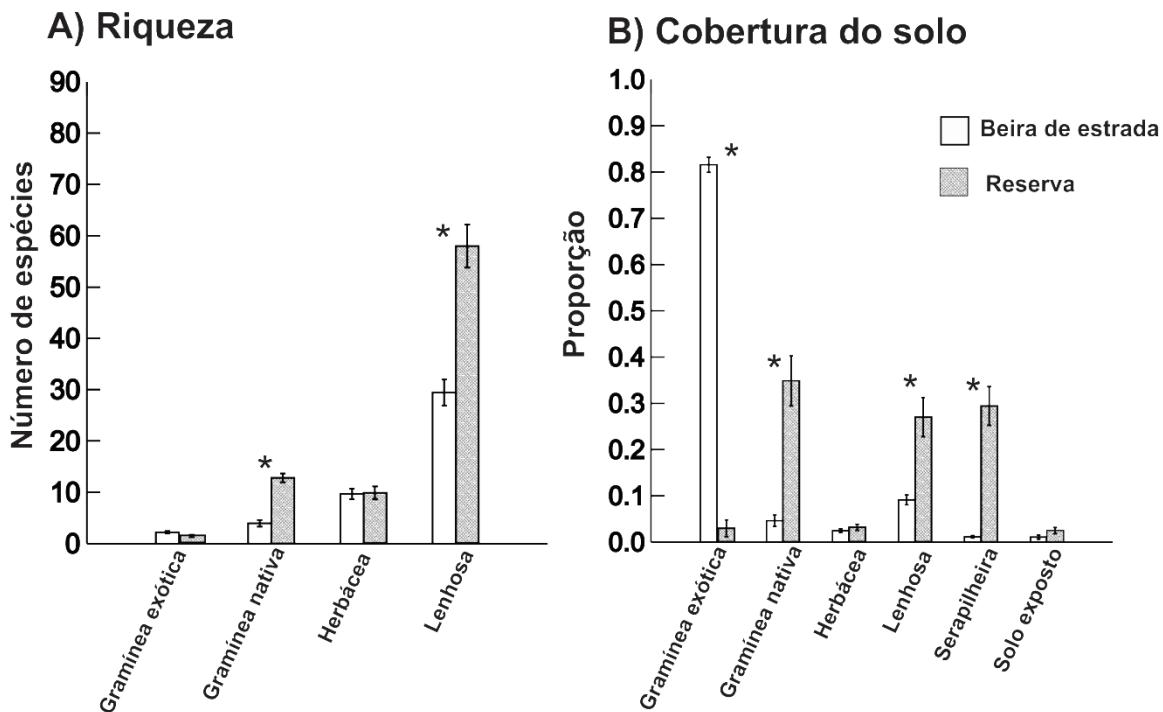


Fig. 11 – Média (\pm SD) do número de espécies (A) e proporção do solo coberto (B) por gramíneas exóticas, gramíneas nativas, herbáceas e lenhosas no estrato inferior de áreas de cerrado *sensu stricto* de beiras de rodovias e reservas. * $P<0,001$.

4. DISCUSSÃO

Os nossos resultados mostraram que apesar de possuir uma densidade reduzida, 70% das espécies do estrato superior e 72% das espécies do estrato intermediário encontradas em reservas de cerrado também ocorrem em beiras de estradas. Isto sugere que as vegetações de beiras de estradas podem servir como fontes genéticas para populações naturais fragmentadas ou como refúgio para algumas espécies vegetais do Cerrado. Outros estudos também indicaram que vegetações de beiras de estradas podem conservar a flora nativa local (Dunnett et al. 1998; Spooner & Smallbone 2009; Way 1977; Zeng et al. 2011). Contudo, esses estudos foram, em sua maioria, realizados em ambientes campestres. Nos trópicos não se conhece muito sobre o papel de vegetações de beiras de estradas na conservação (Hogbin et al. 1998; Spooner & Smallbone 2009). Além disso, poucos estudos observaram as características das espécies que sobrevivem nesses ambientes (Parendes & Jones 2000; Zeng et al. 2011).

A baixa densidade de indivíduos no estrato superior e intermediário encontrada nas beiras de rodovias pode ser explicada por meio de processos demográficos como mortalidade direta de indivíduos e baixo recrutamento de novos indivíduos (Hutchings 1997). Nas beiras de estradas, as queimadas freqüentes podem ser responsáveis pela mortalidade de indivíduos, enquanto que a menor abundância de agentes dispersores e polinizadores pode impedir que novos indivíduos sejam recrutados na comunidade. Isso foi observado de forma indireta através de diferenças na composição de espécies, ocorrendo de uma maneira geral, nas beiras de estradas, uma prevalência menor de espécies que possuem súber fino, de origem florestal, zoocóricas e polinizadas por agentes especialistas.

As queimadas freqüentes, como as que ocorrem nas beiras de estradas, podem causar a morte de diversos indivíduos (Sato & Miranda 1996), principalmente daqueles que apresentam súber mais fino, visto a importância de tal tecido de revestimento para a resistência das plantas contra o fogo (Hengst & Dawson 1993; Uhl & Kauffman 1990). De

fato, foi encontrada uma menor prevalência de espécies e indivíduos com súber fino nas beiras de estradas, sugerindo que essa característica pode ser importante na sobrevivência das plantas nas beiras de rodovias.

As queimadas também causam mortalidade de plântulas, reduzindo a densidade e diversidade da comunidade lenhosa (Hoffmann 1998) e aumentam a presença de gramíneas invasoras (Milberg & Lamont 1995), que, por sua vez, produzem mais biomassa combustível (Coutinho 1990). Assim, além das queimadas, a presença de gramíneas exóticas nas beiras de estradas, como a *Brachiaria* spp., que cobriu em média 80% do solo, pode excluir competitivamente as plântulas devido ao seu rápido crescimento e densidade (Hoffmann & Haridasan 2008; Hoffmann et al. 2004). De fato, foi encontrado um menor número de espécies lenhosas regenerando nas beiras de estradas, demonstrando que boa parte delas não consegue se estabelecer. Contudo, algumas espécies parecem conseguir recrutar novos indivíduos nas beiras de estradas. Pois em média, 29 espécies lenhosas foram encontradas no estrato rasteiro.

Também observamos que as proporções de espécies e indivíduos do estrato superior polinizados por agentes especialistas foram menores nas áreas de beira de estrada. Isso pode ocorrer pois segundo diversos autores (Aizen & Feinsinger 1994; Aizen & Feinsinger 2002; Didham et al. 1996; Kearns et al. 1998), a fragmentação tende a reduzir a abundância de todas as classes de insetos polinizadores. Esse efeito tende a ser maior nos polinizadores especialistas, que dependem exclusivamente de um ou poucos táxons vegetais para se alimentar (Kunin 1993). A longo prazo, a ausência de polinizadores pode afetar a composição arbórea de uma comunidade, como já foi observado para a Mata Atlântica (Girao et al. 2007) e Amazônia (Laurance et al. 2006) já que há uma redução na taxa de frutificação da maioria das espécies (Cunningham 2000).

Além de não serem polinizadas, algumas espécies podem não conseguir dispersar suas sementes devido à ausência de alguns mamíferos, aves ou insetos em beiras de estradas (Fahrig & Rytwinski 2009). No nosso estudo foi encontrado nas beiras de estradas um maior número de espécies e indivíduos no estrato intermediário que não dependem de animais para serem dispersos. Contudo, no estrato superior o mesmo padrão não foi observado. Talvez porque os prováveis efeitos negativos na dispersão podem levar mais tempo para afetar a comunidade arbórea.

As espécies e indivíduos florestais foram significativamente mais prevalentes nas reservas do que nas beiras de estradas, onde espécies típicas de formações savânicas foram predominantes. Isso ocorre porque há diferenças consistentes entre as espécies provenientes de cada fisionomia. Além do súber espesso, as espécies savânicas tendem a possuir uma maior capacidade de rebrota pós fogo, devido ao maior investimento em biomassa subterrânea (Hoffmann & Franco 2003; Hoffmann & Moreira 2002). Já as espécies florestais estão adaptadas a florescer e produzir sementes em ambientes com pouco fogo (Coutinho 1977; Landim & Hay 1995). Assim, ao mesmo tempo em que as espécies florestais são afetadas negativamente nas beiras de estradas, elas são melhores competidoras em áreas preservadas com uma baixa freqüência de queimadas. Contudo, outras características que não foram utilizadas ou medidas nesse estudo podem ser mais importantes na sobrevivência de algumas espécies nas beiras de estradas. Por exemplo, não foi possível determinar os sistemas de polinização de todas as espécies do estrato intermediário.

Por ser um experimento natural, em que não há controle dos fatores, é possível que alguns distúrbios estejam afetando cada vegetação de beira de estrada de maneira diferente. Por exemplo, as vegetações estudadas estão localizadas em estradas que foram construídas em diferentes anos. Estradas mais antigas podem manter um maior número de indivíduos (Spooner & Smallbone 2009), espécies (Zeng et al. 2011) ou ainda sofrer mudanças na

composição das comunidades, com a perda de espécies mais raras ao longo do tempo (Sýkora et al. 2002). Contudo, a maior parte das estradas da região foi construída na mesma época, somente a BR-050 é mais antiga, mas não há evidências de que ela seja diferente das demais. Além disso, cada vegetação de beira de estrada, por ser negligenciada, pode sofrer queimadas com uma freqüência diferente das demais. Por fim, as estradas asfaltadas podem (Barbosa et al. 2010) ou não (Craig et al. 2010) conter mais espécies exóticas nas suas margens do que as de terra, devido aos compostos químicos utilizados na construção dessas estradas.

Atualmente, menos de 4% do Cerrado está protegido em Unidades de Conservação (DNIT 2009) e mais de 60% do bioma já foi modificado pela ocupação antrópica (Cavalcanti & Joly 2002). Por esses motivos, e por abrigar alta diversidade e endemismo de espécies vegetais, O Cerrado é considerado um *hotspot* (Myers et al. 2000). No Cerrado, as estradas totalizam 32.012 km (DNIT 2009) e de acordo com a lei nº 6.766 que obriga a existência de uma faixa mínima de 15 metros não-edificável, há uma área potencial para refúgio ou fontes genéticas da flora e fauna associada de mais de 96 mil hectares. Esta área é maior que o Parque Nacional da Serra do Cipó, em Minas Gerais, uma das maiores Unidades de Conservação do bioma.

Assim, este e outros estudos (Cousins 2006; Hogbin et al. 1998; Spooner & Smallbone 2009; Zeng et al. 2011) mostram que até pequenos habitats como os de beiras de estradas podem manter em suas margens vegetações nativas que podem ser úteis para a conservação. Atualmente, em alguns países, principalmente da Europa, a vegetação de beira de estrada representa uma grande porção da cobertura de vegetação do país. Na Holanda, mais da metade da flora ocorre em beiras de estradas (Sýkora et al. 2002), na Inglaterra, 43,5% da flora superior ocorre nesses ambientes (Way 1977). Nos Estados Unidos (www.xerces.org/pollinator-conservation-roadsides) e Holanda (Sýkora et al. 2002) espécies nativas estão sendo plantadas nas beiras de estradas. No Brasil, já há trabalhos de arborização

da BR-101, a fim de adensar a vegetação, reduzindo, assim, a presença de gramíneas e consequentemente de queimadas (Velloso & Andrade 2008) e já se chamava a atenção do valor dessas áreas desde a década passada (Allem 1997). As vegetações de beiras de estradas podem ainda contribuir para a paisagem e controle da poluição (Dolan et al. 2006). Assim, sugerimos que as vegetações nativas de beiras de estradas sejam mantidas sempre que possível, inclusive durante a construção ou duplicação de estradas.

Esse é o primeiro trabalho que inventariou a flora savânica de áreas de beiras de estradas. Foi observado que nas beiras de estradas, a quantidade de indivíduos e espécies é menor se comparado a reservas naturais. Ainda assim, mais de 70% das espécies encontradas em reservas também são encontradas nas beiras de estrada. Estudos sobre a freqüência de reprodução clonal ou sexual das populações de espécies lenhosas de beiras de estradas são fundamentais para prever, a longo prazo, o potencial de manutenção dessas populações. Além disso, é preciso conhecer o potencial dessas áreas atuarem como corredores ecológicos. Por fim, determinar qual processo é o maior responsável pela reduzida densidade e riqueza encontradas nas beiras de estradas. Para isso, sugerimos realizar experimentos com algumas espécies chaves, como as que não ocorreram nas beiras de estrada. Estes experimentos devem testar o efeito do fogo e competição com gramíneas na sobrevivência de transplantes dessas espécies para áreas de beiras de estradas.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aizen, M. A., and P. Feinsinger. 1994. Forest Fragmentation, Pollination, and Plant Reproduction in a Chaco Dry Forest, Argentina. *Ecology* **75**:330-351.

Aizen, M. A., and P. Feinsinger. 2002. Bees Not to Be? Responses of Insect Pollinator Faunas and Flower Pollination to Habitat Fragmentation. Pages 111-129 in G. A. Bradshaw, and P. A. Marquet, editors. *Ecological Studies*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

Allem, A. C. 1997. Roadside habitats: a missing link in the conservation agenda. *The Environmentalist* **17**:7-10.

Bager, A., and C. A. Rosa. 2010. Priority ranking of road sites for mitigating wildlife roadkill. *Biota Neotropica* **10**:149-154.

Barbosa, N. P. U., G. Wilson Fernandes, M. A. A. Carneiro, and L. A. C. Junior. 2010. Distribution of non-native invasive species and soil properties in proximity to paved

roads and unpaved roads in a quartzitic mountainous grassland of southeastern Brazil (rupestrian fields). *Biological Invasions* **12**:3745-3755.

Blate, G. M. 2005. Modest trade-offs between timber management and fire susceptibility of a Bolivian semi-deciduous forest. *Ecological Applications* **15**:1649-1663.

Campbell, I. C., and T. J. Doeg. 1989. Impact of timber harvesting and production on streams - a review. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* **40**:519-539.

Canfield, R. 1941. Application of line interception in sampling range vegetation. *Journal of Forestry* **39**:388-394.

Cardoso, E., M. I. C. Moreno, E. M. Bruna, and H. L. Vasconcelos. 2009. Mudanças fitofisionômicas no cerrado: 18 anos de sucessão ecológica na estação ecológica do Panga, Uberlândia - MG. *Caminhos de Geografia - revista on line* **10**:254-268.

Carmo, A. B., H. L. Vasconcelos, and G. M. Araújo. 2011. Estrutura da comunidade de plantas lenhosas em fragmentos de cerrado: relação com o tamanho do fragmento e seu nível de perturbação. *Revista Brasileira de Botânica* **34**:31-38.

Cavalcanti, R., and C. Joly. 2002. The conservation of the Cerrados. Pages 351-367 in P. S. Oliveira, and R. J. Marquis, editors. *The Cerrado of Brazil. Ecology and natural history of a neotropical savanna*. Columbia University Press, New York.

Chandler, C. R. 1995. Practical considerations in the use of simultaneous inference for multiple tests. *Animal Behaviour* **49**:524-527.

Clevenger, A. P., B. Chruszczc, and K. E. Gunson. 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* **109**:15-26.

Coelho, I. P., A. Kindel, and A. V. P. Coelho. 2008. Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. *European Journal of Wildlife Research* **54**:689-699.

Cousins, S. A. O. 2006. Plant species richness in midfield islets and road verges - The effect of landscape fragmentation. *Biological Conservation* **127**:500-509.

Coutinho, L. M. 1977. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado: As queimadas e a dispersão de sementes de algumas espécies anemocóricas do estrato herbáceo e subarbustivo. *Boletim de Botânica, Universidade de São Paulo* **5**:57-64.

Coutinho, L. M. 1990. Fire in the ecology of the brazilian cerrado. Pages 82-105 in J. G. Goldammer, editor. *Fire in the Tropical Biota*. Berlin: Springer-Verlag.

Craig, D. J., J. E. Craig, S. R. Abella, and C. H. Vanier. 2010. Factors affecting exotic annual plant cover and richness along roadsides in the eastern Mojave Desert, USA. *Journal of Arid Environments* **74**:702-707.

Cunningham, S. A. 2000. Effects of habitat fragmentation on the reproductive ecology of four plant species in mallee woodland. *Conservation Biology* **14**:758-768.

Dantonio, C. M., and P. M. Vitousek. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass fire cycle and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics* **23**:63-87.

Didham, R. K., J. Ghazoul, N. E. Stork, and A. J. Davis. 1996. Insects in fragmented forests: a functional approach. *Trends in Ecology and Evolution* **11**:255-260.

DNIT, D. N. d. I. d. T. 2009. *Manual de vegetação rodoviária, Volume 2, Flora dos ecossistemas brasileiros*. Instituto de Pesquisas Rodoviárias.

Dolan, L. M. J., H. Van Bohemen, P. Whelan, K. F. Akbar, V. O'Malley, G. O'Leary, and P. J. Keizer. 2006. Towards the Sustainable Development of Modern Road Ecosystem. Pages 275-331 in J. Davenport, and J. L. Davenport, editors. *The Ecology of Transportation: Managing mobility for the Environment*. Springer, Netherlands.

Dunnett, N. P., A. J. Willis, R. Hunt, and J. P. Grime. 1998. A 38-year study of relations between weather and vegetation dynamics in road verges near Bilbury, Gloucestershire. *Journal of Ecology* **86**:610-623.

Eiten, G. 1994. Cerrado: caracterização, ocupação e perspectiva. Brasília: Universidade de Brasília.

Fahrig, L., and T. Rytwinski. 2009. Effects of Roads on Animal Abundance: an Empirical Review and Synthesis. *Ecology and Society* **14**.

FAO 2004. Fertilizer Use by Crop in Brazil, FAO, Rome.

Fearnside, P. M. 1990. A ocupação humana de Rondônia: impactos, limites e planejamento. *Ciência Hoje* **11**:47-52.

Fearnside, P. M., P. M. L. d. A. Graca, E. W. H. Keizer, F. D. Maldonado, R. I. Barbosa, and E. M. Nogueira. 2009. Modeling of deforestation and greenhouse-gas emissions in the area of influence of the Manaus-Porto Velho (BR-319) highway. *Revista Brasileira de Meteorologia* **24**:208-233.

Figueiredo, P. S. 2008. Fenologia e estratégias reprodutivas das espécies arbóreas em uma área marginal de cerrado, na transição para o semi-árido no nordeste do Maranhão, Brasil. *Revista Trópica - Ciências Agrárias e Biológicas* **2**:8.

Fisher, R. A., A. S. Corbet, and C. B. Willians. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology* **12**:42-58.

Forman, R. T. T., and L. E. Alexander. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* **29**:207-231.

Gelbard, J. L., and J. Belnap. 2003. Roads as conduits for exotic plant invasions in a semiarid landscape. *Conservation Biology* **17**:420-432.

Girao, L. C., A. V. Lopes, M. Tabarelli, and E. M. Bruna. 2007. Changes in Tree Reproductive Traits Reduce Functional Diversity in a Fragmented Atlantic Forest Landscape. *Plos One* **2**:1-12.

Gottsberger, G., and I. Silberbauer-Gottsberger 2006. Life in the cerrado. A South American tropical seasonal ecosystem. Vol. II - Pollination and seed dispersal. Ulm: Reta Verlag.

Gumier-Costa, F., and C. F. Sperber. 2009. Roadkills of vertebrates in Carajas National Forest, Para, Brazil. *Acta Amazonica* **39**:459-466.

Haridasan, M., and G. M. Araújo. 1987. Aluminium accumulating species in two forest communities in the cerrado region of central Brazil. *Forest Ecology and Management* **24**:15-26.

Hengst, G. E., and J. O. Dawson. 1993. Bark properties and fire resistance of selected tree species from the central hardwood region of North America. *Canadian Journal of Forest Research* **24**:688-696.

Hoffmann, W. A. 1998. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. *Journal of Applied Ecology* **35**:422-433.

Hoffmann, W. A., R. Adasme, M. Haridasan, M. T. de Carvalho, E. L. Geiger, M. A. B. Pereira, S. G. Gotsch, and A. C. Franco. 2009. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna-forest boundaries under frequent fire in central Brazil. *Ecology* **90**:1326-1337.

Hoffmann, W. A., and A. C. Franco. 2003. Comparative growth analysis of tropical forest and savanna woody plants using phylogenetically-independent contrasts. *Journal of Ecology* **91**:475-484.

Hoffmann, W. A., E. L. Geiger, S. G. Gotsch, D. R. Rossatto, L. C. R. Silva, O. L. Lau, M. Haridasan, and A. C. Franco. 2012. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. *Ecology Letters* **15**:759-768.

Hoffmann, W. A., and M. Haridasan. 2008. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. *Austral Ecology* **33**:29-36.

Hoffmann, W. A., V. M. P. C. Lucatelli, F. J. Silva, I. N. C. Azeuedo, M. D. Marinho, A. M. S. Albuquerque, A. D. Lopes, and S. P. Moreira. 2004. Impact of the invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. *Diversity and Distributions* **10**:99-103.

Hoffmann, W. A., and A. G. Moreira. 2002. The role of fire in population dynamics of woody plants. Pages 159-177 in P. S. Oliveira, and R. J. Marquis, editors. *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York.

Hoffmann, W. A., and O. T. Solbrig. 2003. The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. *Forest Ecology and Management* **180**:273-286.

Hogbin, P. M., D. J. Ayre, and R. J. Whelan. 1998. Genetic variation and reproductive success of road verge populations of the rare shrub *Grevillea barklyana* (Proteaceae). *Heredity* **80**:180-186.

Hutchings, M. J. 1997. The structure of plant populations. Pages 325-358 in M. J. Crawley, editor. *Plant ecology*. Blackwell Scientific, Oxford.

Johnson, H. B., F. C. Vasek, and T. Yonkers. 1975. Productivity, diversity and stability relationships in Mojave Desert roadside vegetation. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* **102**:106-115.

Jones, J. A., F. J. Swanson, B. C. Wemple, and K. U. Snyder. 2000. Effects of roads on hydrology, geomorphology, and disturbance patches in stream networks. *Conservation Biology* **14**:76-85.

Kalwij, J. M., S. J. Milton, and M. A. McGeoch. 2008. Road verges as invasion corridors? A spatial hierarchical test in an arid ecosystem. *Landscape Ecology* **23**:439-451.

Kearns, C. A., D. W. Inouye, and N. M. Waser. 1998. Endangered mutualisms: The conservation of plant-pollinator interactions. *Annual Review of Ecology and Systematics* **29**:83-112.

Köppen, W. 1948. *Climatología: con un estudio de los climas de la tierra*. Fondo de Cultura Económica, Mexico.

Kunin, W. E. 1993. Sex and the Single Mustard: Population Density and Pollinator Behavior Effects on Seed-Set. *Ecology* **74**:2145-2160.

Landim, M. F., and J. D. Hay. 1995. Impacto do fogo sobre alguns aspectos da biologia reprodutiva de *Kielmeyera coriacea* Mart. *Revista Brasileira de Biologia* **56**:127-134.

Laurance, W. F. 2003. Slow burn: the insidious effects of surface fires on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution* **18**:209-212.

Laurance, W. F., H. E. M. Nascimento, S. G. Laurance, A. Andrade, J. E. L. S. Ribeiro, J. P. Giraldo, T. E. Lovejoy, R. Condit, J. Chave, K. E. Harms, and S. D'Angelo. 2006. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **103**:19010-19014.

Lausi, D., and T. Nimis. 1985. Roadside vegetation in boreal South Yukon and adjacent Alaska. *Phytocoenologia* **13**:103-138.

Leung, G. P. C., B. C. H. Hau, and R. T. Corlett. 2009. Exotic plant invasion in the highly degraded upland landscape of Hong Kong, China. *Biodiversity and Conservation* **18**:191-202.

Lopes, A. S., and F. R. Cox. 1977. A survey of the fertility status of surface soils under cerrado vegetation in Brazil. *Soil Science Society of America Journal* **41**:742-747.

Mader, H. J. 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation* **29**:81-96.

Martins, F. Q., and M. A. Batalha. 2006. Pollination systems and floral traits in cerrado woody species of the upper taquari region (central Brazil). *Brazilian Journal of Biology* **66**:543-552.

McCune, B., and J. B. Grace. 2002. Analysis of ecological communities. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon.

Mendonça, R. C., J. M. Felfili, B. M. T. Walter, M. C. Silva Júnior, A. V. Rezende, T. S. Filgueiras, P. E. Nogueira, and C. W. Fagg. 2008. Flora vascular do Bioma Cerrado: checklist com 12.356 espécies. Pages 423-1279 in S. M. Sano, S. P. Almeida, and J. F. Ribeiro, editors. Cerrado: ecologia e flora. Embrapa Cerrados., Brasília.

Milberg, P., and B. B. Lamont. 1995. Fire enhances weed invasion of roadside vegetation in southwestern Australia. *Biological Conservation* **73**:45-49.

Munhoz, C. B. R., and G. M. Araújo. 2011. Métodos de Amostragem do estrato herbáceo-subarbustivo. Pages 213-230 in J. M. Felfili, P. V. Eisenlohr, M. M. R. F. Melo, L. A. Andrade, and J. A. A. Meira Neto, editors. *Fitossociologia no Brasil: Métodos e Estudos de Casos*. UFV: Viçosa.

Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. Fonseca, and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**:853-858.

Oliveira-Filho, A. T., and J. T. Ratter. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado biome. Pages 91-120 in M. R. Oliveira PS, editor. *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna*. New York: Columbia University Press.

Oliveira, P. S. R. J. M. 2002. *The Cerrados of Brazil. Ecology and natural history of a neotropical savanna*. Columbia University Press, New York.

Pádua, C. V., L. J. Cullen, and S. E. Pádua. 1995. A pole bridge to avoid primate kills. *Neotropical Primates* **3**:13-15.

Parendes, L. A., and J. A. Jones. 2000. Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the H. J. Andrews Experimental Forest, Oregon. *Conservation Biology* **14**:64-75.

Rahlaa, S. J., S. J. Milton, K. J. Esler, and P. Barnard. 2010. The distribution of invasive *Pennisetum setaceum* along roadsides in western South Africa: the role of corridor interchanges. *Weed Research* **50**:537-543.

Reijnen, R., R. Foppen, and H. Meeuwsen. 1996. The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. *Biological Conservation* **75**:255-260.

Reijnen, R., R. Foppen, C. Terbraak, and J. Thissen. 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland: reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology* **32**:187-202.

Ribeiro, J. F., J. C. S. Silva, and G. J. Batmanian. 1985. *Fitossociologia de tipos fisionômicos de Cerrado em Planaltina (DF)*. Revista Brasileira de Botânica **8**:131-142.

Rogers, H. H., H. E. Jeffries, and A. M. Witherspoon. 1979. Measuring air pollution uptake by plants: nitrogen dioxide. *Journal of environmental quality* **8**:551-557.

Rosa, R., S. C. Lima, and W. L. Assunção. 1991. Abordagem preliminar das condições climáticas de Uberlândia (MG). *Sociedade e Natureza* **3**:91-108.

Rossatto, D. R., M. T. Z. Toniato, and G. Durigan. 2008. Non-arboreal phanerogamic cerrado flora of Assis Ecological Station, state of São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica* **31**:409-424.

Saravy, F. P., P. J. Freitas, M. A. Lage, S. J. Leite, L. F. Braga, and M. P. Sousa. 2003. Síndrome de dispersão em estratos arbóreos em um fragmento de floresta ombrófila aberta e densa em alta floresta - MT. *Revista do Programa de Ciências Agro-Ambientais, Alta Floresta* **2**:1-12.

Sato, M. N., and H. S. Miranda. 1996. Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado sensu stricto submetidos a diferentes regimes de queima. Pages 102-111 in H. S. Miranda, C. H. Saito, and B. F. d. S. Dias, editors. *Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga* Universidade de Brasília, Brasília, DF.

Shepard, D. B., A. R. Kuhns, M. J. Dreslik, and C. A. Phillips. 2008. Roads as barriers to animal movement in fragmented landscapes. *Animal Conservation* **11**:288-296.

Silva Júnior, M. C. 2005. 100 Árvores do Cerrado: guia de campo. Rede de Sementes do Cerrado, Brasília.

Spooner, P. G., and L. Smallbone. 2009. Effects of road age on the structure of roadside vegetation in south-eastern Australia. *Agriculture Ecosystems & Environment* **129**:57-64.

SPSS. 2000. Systat version 10. SPSS Inc, San Francisco.

Sýkora, K. V., J. M. Kalwij, and P. J. Keizer. 2002. Phytosociological and floristic evaluation of a 15-year ecological management of roadside verges in the Netherlands. *Preslia* **74**:421-436.

Taylor, L. R., R. A. Kempton, and I. P. Woiwod. 1976. Diversity statistics and the log-series model. *Journal of Animal Ecology* **45**:255-272.

The Angiosperm Phylogeny, G. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* **161**:105-121.

Thompson, J. R., P. W. Mueller, W. Fluckiger, and R. A.J. 1984. The effect of dust on photosynthesis and its significance for roadside plants. *Environmental Pollution* **34**:171-190.

Trombulak, S. C., and C. A. Frissell. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* **14**:18-30.

Tysar, R. W., and C. A. Worley. 1992. Alien flora in grasslands adjacent to road and trail corridors in glacier national-park, Montana (USA). *Conservation Biology* **6**:253-262.

Uhl, C., and R. Buschbacher. 1985. A Disturbing Synergism Between Cattle Ranch Burning Practices and Selective Tree Harvesting in the Eastern Amazon. *Biotropica* **17**:265-268.

Uhl, C., and J. B. Kauffman. 1990. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the eastern Amazon. *Ecology* **71**:436-449.

Ullmann, I., P. Bannister, and J. B. Wilson. 1995. The vegetation of roadside verges with respect to environmental gradients in southern New-Zealand. *Journal of Vegetation Science* **6**:131-142.

Ullmann, I., and B. Heindl. 1989. Geographical and ecological differentiation of roadside vegetation in temperate Europe. *Botanica Acta* **102**:261-269.

Veldman, J. W., and F. E. Putz. 2010. Long-distance Dispersal of Invasive Grasses by Logging Vehicles in a Tropical Dry Forest. *Biotropica* **42**:697-703.

Velloso, S. L., and C. F. S. Andrade. 2008. Queimadas e o projeto de arborização da rodovia Rio-Santos (BR-101 - município de Paraty). *REVISTA - Educação Ambiental BE-597* **1**:4-13.

Vieira, E. M. 1996. Highway mortality of mammals in central Brazil. *Ciencia e Cultura (Sao Paulo)* **48**:270-272.

Way, J. M. 1977. Roadside verges and conservation in Britain: a review. *Biological Conservation* **12**:65-74.

Wilson, J. B., G. L. Rapson, M. T. Sykes, A. J. Watkins, and P. A. Williams. 1992. Distributions and Climatic Correlations of Some Exotic Species Along Roadsides in South Island, New Zealand. *Journal of Biogeography* **19**:183-193.

Zeng, S. L., T. T. Zhang, Y. Gao, Z. T. Ouyang, J. K. Chen, B. Li, and B. Zhao. 2011. Effects of road age and distance on plant biodiversity: a case study in the Yellow River Delta of China. *Plant Ecology* **212**:1213-1229.

Zhao, J., Y. Ma, H. Zhu, H. Li, W. Liu, Z. Li, J. L. Zhao, Y. X. Ma, H. Zhu, H. M. Li, W. J. Liu, and Z. J. Li. 2008. Invasion patterns of seven alien plant species along roadsides in southern mountainous areas of Yunnan Province. *Biodiversity Science* **16**:369-380.

6. ANEXOS

Anexo 1. Lista de espécies encontradas no estrato superior (CAP > 15cm) de beiras de estradas e reservas estudadas de cerrado sensu stricto. As espécies foram ordenadas de acordo com a sua abundância média nas reservas. Frq (Frequência); Tot (total de indivíduos); Méd (Média de indivíduos); Disp (Dispersão): Ane (Anemocórico), Aut (Autocórico) e Zoo (Zoocórico); Pol (Polinização): Gen (Generalista) e Esp (Especialista); Fisio (Fitofisionomia de ocorrência): Gen (Generalista), Flo (Florestal) e Sav (Savânica); Sub (Súber): Valor médio de espessura do súber.

Espécie	Família	Reservas		Beira de estrada							
		Média	Frq (%)	Tot	Tot	Frq (%)	Méd	Disp	Pol	Fisio	Sub
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	49.9	100	499	171	68.4	9.0	ane	spe	gener	3
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	Melastomataceae	41.9	90	419	1	5.3	0.1	zoo	gen	gener	2
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	Caryocaraceae	34.3	100	343	72	47.4	3.8	zoo	spe	sav	2
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	Vochysiaceae	30.4	80	304	14	15.8	0.7	ane	spe	gener	2
<i>Ouratea hexasperma</i> (A. St.-Hil.) Baill.	Ochnaceae	29.7	90	297	68	57.9	3.6	zoo	spe	sav	2
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	Clusiaceae	25.5	90	255	137	84.2	7.2	ane	spe	sav	3
<i>Byrsinima crassa</i> Nied.	Malpighiaceae	23	70	230	33	47.4	1.7	zoo	spe	sav	1
<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	21.6	70	216	170	42.1	8.9	zoo	gen	gener	3
<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart. ex Engl.) Engl	Ochnaceae	20.2	90	202	139	73.7	7.3	zoo	spe	sav	2
<i>Vochysia cinnamomea</i> Pohl	Vochysiaceae	17.3	90	173	2	10.5	0.1	ane	spe	sav	2
<i>Byrsinima coccobolifolia</i> Kunth	Malpighiaceae	16.7	100	167	130	68.4	6.8	zoo	spe	sav	1
<i>Styrax ferrugineus</i> Nees & Mart.	Styracaceae	16.1	100	161	62	68.4	3.3	zoo	spe	sav	3
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	15.2	100	152	190	73.7	10.0	zoo	gen	sav	3
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Fabaceae	14	70	140	34	47.4	1.8	ane	gen	gener	2
<i>Roupala montana</i> Aubl.	Proteaceae	13.7	90	137	1	5.3	0.1	ane	spe	sav	2
<i>Eriotheca gracilipes</i> (K. Schum.) A. Robyns	Malvaceae	13.5	100	135	116	78.9	6.1	ane	spe	sav	3
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	12.1	80	121	44	47.4	2.3	ane	spe	gener	1
<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker	Asteraceae	11.9	90	119	159	84.2	8.4	ane	gen	sav	3
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	Nyctaginaceae	11.1	70	111	29	52.6	1.5	zoo	gen	sav	3
<i>Stryphnodendron polypodium</i> Mart.	Fabaceae	10.7	90	107	141	73.7	7.4	zoo	gen	sav	1
<i>Dalbergia miscolobium</i> (Vog.) Malm	Fabaceae	10.5	80	105	393	89.5	20.7	ane	gen	sav	2
<i>Erythroxylum suberosum</i> A. St.-Hil.	Erythroxylaceae	10.2	100	102	101	89.5	5.3	zoo	gen	sav	2
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	Annonaceae	8.4	60	84	5	10.5	0.3	zoo	spe	gener	1
<i>Lafoensis pacari</i> A. St.-Hil.	Lythraceae	8	70	80	19	26.3	1.0	ane	spe	sav	2
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> O. Berg	Myrtaceae	8	50	80	11	10.5	0.6	zoo	gen	gener	1
<i>Annona crassiflora</i> Mart.	Annonaceae	7.9	80	79	49	57.9	2.6	zoo	spe	sav	2
<i>Diospyros burchellii</i> Hiern	Ebenaceae	7.6	80	76	160	94.7	8.4	zoo	gen	sav	2
<i>Couepia grandiflora</i> (Mart. & Zucc.) Benth. ex Hook. f.	Chrysobalanaceae	7.1	80	71	32	47.4	1.7	zoo	spe	sav	1
<i>Machaerium opacum</i> Vogel	Fabaceae	6.8	80	68	159	89.5	8.4	ane	gen	sav	3
<i>Myrcia variabilis</i> DC.	Myrtaceae	6.4	80	64	90	78.9	4.7	zoo	gen	sav	2
<i>Licania humilis</i> Cham. & Schltl.	Chrysobalanaceae	6.3	70	63	95	84.2	5.0	zoo	gen	sav	3
<i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth.	Rubiaceae	6.2	40	62	0	0.0	0.0	zoo	gen	gener	2
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	Connaraceae	6.1	90	61	132	94.7	6.9	zoo	gen	sav	2
<i>Acosmium dasycarpum</i> (Vogel) Yakovlev	Fabaceae	6.1	90	61	79	73.7	4.2	ane	gen	sav	3
<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.	Erythroxylaceae	6	90	60	66	52.6	3.5	zoo	gen	sav	2
<i>Vochysia rufa</i> Mart.	Vochysiaceae	6	40	60	0	0.0	0.0	ane	spe	sav	1
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	Myrsinaceae	5.4	50	54	6	10.5	0.3	zoo	gen	sav	1
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	Apocynaceae	5	80	50	372	89.5	19.6	ane	gen	sav	2
<i>Byrsinima verbascifolia</i> (L.) DC.	Malpighiaceae	5	70	50	11	36.8	0.6	zoo	spe	sav	1
<i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart.	Erythroxylaceae	4.9	70	49	5	15.8	0.3	zoo	gen	sav	2
<i>Byrsinima basiloba</i> A. Juss.	Malpighiaceae	4.8	70	48	8	26.3	0.4	zoo	spe	sav	3
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	Moraceae	4.7	80	47	126	78.9	6.6	zoo	gen	sav	1
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	Fabaceae	4.6	80	46	57	63.2	3.0	zoo	gen	sav	2
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Fabaceae	4.5	90	45	88	94.7	4.6	zoo	gen	gener	2
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	Sapindaceae	4.5	50	45	58	31.6	3.1	zoo	gen	gener	1
<i>Acosmium subelegans</i> (Mohltenbr.) Yakovlev	Fabaceae	4.3	70	43	118	63.2	6.2	ane	gen	sav	3
<i>Handroanthus aureus</i> Mattos	Bignoniaceae	4.1	80	41	40	63.2	2.1	ane	spe	gener	3
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Fabaceae	3.6	100	36	130	78.9	6.8	ane	spe	gener	2
<i>Pterodon pubescens</i> (Benth.) Benth.	Fabaceae	3.5	40	35	44	31.6	2.3	ane	spe	gener	1
<i>Eugenia punicifolia</i> (Kunth) DC.	Myrtaceae	3.4	60	34	28	36.8	1.5	zoo	gen	sav	2
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F. Macbr.	Fabaceae	3.2	70	32	12	36.8	0.6	zoo	gen	sav	3
<i>Neea theifera</i> Oerst.	Nyctaginaceae	3.2	60	32	5	10.5	0.3	zoo	spe	sav	2

Espécie	Família	Reservas			Beira de estrada						
		Média	Frq (%)	Tot	Tot	Frq (%)	Méd	Disp	Pol	Fisio	Sub
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Fabaceae	3	80	30	92	57.9	4.8	ane	gen	sav	2
<i>Guapira graciliflora</i> (Schmidt) Lundell	Nyctaginaceae	2.8	20	28	1	5.3	0.1	zoo	gen	gener	1
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham. & Schltl.) Frodin	Araliaceae	2.6	50	26	15	36.8	0.8	zoo	gen	sav	1
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae	2.6	20	26	0	0.0	0.0	zoo	gen	gener	1
<i>Plenckia populnea</i> (Reissek) Lundell	Celastraceae	2.4	50	24	1	5.3	0.1	ane	gen	sav	1
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	Fabaceae	2.3	30	23	87	73.7	4.6	zoo	spe	sav	2
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	Bignoniaceae	1.8	60	18	161	89.5	8.5	ane	spe	sav	3
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	Apocynaceae	1.8	60	18	77	63.2	4.1	ane	gen	sav	3
<i>Sclerolobium aureum</i> (Tul.) Baill.	Fabaceae	1.8	30	18	16	21.1	0.8	ane	gen	sav	1
<i>Symplocos</i> sp01	Symplocaceae	1.6	10	16	0	0.0	0.0	zoo	gen	sav	1
<i>Himatanthus obovatus</i> (Müll. Arg.) Woodson	Apocynaceae	1.5	30	15	41	36.8	2.2	ane	spe	sav	2
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl.	Malvaceae	1.5	20	15	29	26.3	1.5	ane	spe	sav	2
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltl.) K. Schum.	Rubiaceae	1.5	20	15	2	10.5	0.1	zoo	spe	sav	1
<i>Miconia leucocarpa</i> DC.	Melastomataceae	1.5	30	15	0	0.0	0.0	zoo	gen	sav	2
<i>Andira paniculata</i> Benth.	Fabaceae	1.3	50	13	45	57.9	2.4	zoo	gen	sav	2
<i>Miconia stenostachya</i> DC.	Melastomataceae	1.3	20	13	0	0.0	0.0	zoo	gen	sav	1
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	Fabaceae	1.1	30	11	59	42.1	3.1	ane	gen	gener	3
<i>Kielmeyera rubriflora</i> Cambess.	Clusiaceae	1.1	30	11	5	15.8	0.3	ane	spe	sav	3
<i>Syagrus loefgrenii</i> Glassman	Arecaceae	1.1	10	11	0	0.0	0.0	zoo	gen	sav	2
<i>Salvertia convallarioides</i> A. St.-Hil	Vochysiaceae	1.1	10	11	0	0.0	0.0	ane	spe	sav	2
<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	Apocynaceae	1	30	10	15	31.6	0.8	zoo	spe	sav	1
<i>Cardiopetalum calophyllum</i> Schltl.	Annonaceae	1	40	10	0	0.0	0.0	zoo	spe	flo	1
<i>Annona coriacea</i> Mart.	Annonaceae	0.9	20	9	70	73.7	3.7	zoo	spe	sav	1
<i>Palicourea rigida</i> Kunth	Rubiaceae	0.8	30	8	3	15.8	0.2	zoo	spe	sav	2
<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.	Asteraceae	0.8	10	8	1	5.3	0.1	ane	gen	sav	1
<i>Virola sebifera</i> Aubl.	Myristicaceae	0.7	20	7	0	0.0	0.0	zoo	gen	gener	1
<i>Magonia pubescens</i> A. St.-Hil.	Sapindaceae	0.7	10	7	0	0.0	0.0	ane	spe	gener	1
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Euphorbiaceae	0.6	20	6	1	5.3	0.1	zoo	gen	flo	2
<i>Coussarea hydrangeifolia</i> (Benth.) Mill.Arg.	Rubiaceae	0.6	20	6	0	0.0	0.0	zoo	gen	flo	1
<i>Strychnos pseudoquina</i> A. St.-Hil.	Loganiaceae	0.5	40	5	20	47.4	1.1	zoo	gen	sav	3
<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC.	Melastomataceae	0.5	10	5	0	0.0	0.0	zoo	gen	sav	1
<i>Psidium firmum</i> O. Berg	Myrtaceae	0.4	20	4	6	26.3	0.3	zoo	gen	sav	1
<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook. f.	Opiliaceae	0.4	20	4	5	5.3	0.3	zoo	gen	gener	3
<i>Psidium larotteanum</i> Cambess.	Myrtaceae	0.4	40	4	1	5.3	0.1	zoo	gen	sav	2
<i>Hertia brasiliensis</i> Vand. ex DC.	Rutaceae	0.4	10	4	1	5.3	0.1	zoo	spe	sav	1
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	Lauraceae	0.4	20	4	0	0.0	0.0	zoo	gen	gener	1
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Myrtaceae	0.4	10	4	0	0.0	0.0	zoo	gen	gener	1
<i>Curatella americana</i> L.	Dilleniaceae	0.3	10	3	9	15.8	0.5	zoo	gen	sav	2
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	Fabaceae	0.3	20	3	2	10.5	0.1	ane	spe	flo	3
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	Myrtaceae	0.3	20	3	1	5.3	0.1	zoo	gen	gener	1
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Fabaceae	0.3	10	3	1	5.3	0.1	zoo	gen	flo	1
<i>Terminalia argentea</i> Mart.	Combretaceae	0.3	20	3	0	0.0	0.0	ane	gen	gener	1
<i>Ocotea minarum</i> (Nees & C. Mart.) Mez	Lauraceae	0.3	10	3	0	0.0	0.0	zoo	gen	flo	1
<i>Miconia ferruginata</i> DC.	Melastomataceae	0.3	10	3	0	0.0	0.0	zoo	gen	sav	1
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Salicaceae	0.2	10	2	47	68.4	2.5	zoo	gen	gener	3
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Lamiaceae	0.2	20	2	24	57.9	1.3	zoo	gen	sav	2
<i>Sclerolobium paniculatum</i> Vogel	Fabaceae	0.2	10	2	0	0.0	0.0	ane	gen	gener	2
<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart. & Zucc.) A. Robyns	Malvaceae	0.1	10	1	8	10.5	0.4	ane	spe	gener	1
<i>Eugenia aurata</i> O. Berg	Myrtaceae	0.1	10	1	6	26.3	0.3	zoo	gen	sav	2
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	Bignoniaceae	0.1	10	1	6	21.1	0.3	ane	spe	gener	2
<i>Myrcia</i> sp.	Myrtaceae	0.1	10	1	4	5.3	0.2	zoo	gen	sav	2
<i>Ficus obtusifolia</i> Kunth	Moraceae	0.1	10	1	1	5.3	0.1	zoo	gen	flo	1
<i>Heteropterys byrsinimifolia</i> A. Juss.	Malpighiaceae	0.1	10	1	0	0.0	0.0	ane	spe	sav	1
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	Lauraceae	0.1	10	1	0	0.0	0.0	zoo	gen	flo	1
<i>Symplocos rhamnifolia</i> A. DC.	Symplocaceae	0.1	10	1	0	0.0	0.0	zoo	gen	sav	1
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart. ex A. DC.	Apocynaceae	0.1	10	1	0	0.0	0.0	ane	gen	flo	1
<i>Solanum lycocarpum</i> A. St.-Hil.	Solanaceae	0	0	0	38	68.4	2.0	zoo	spe	sav	1
<i>Syagrus</i> sp01	Arecaceae	0	0	0	10	5.3	0.5	zoo	gen	sav	2
<i>Psidium sartorianum</i> (O. Berg) Nied.	Myrtaceae	0	0	0	5	15.8	0.3	zoo	gen	sav	1
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Urticaceae	0	0	0	4	5.3	0.2	zoo	gen	flo	1
<i>Myrcia uberavensis</i> O. Berg	Myrtaceae	0	0	0	4	5.3	0.2	zoo	gen	sav	2
<i>Vernonanthura ferruginea</i> (Less.) H.Rob.	Asteraceae	0	0	0	3	5.3	0.2	ane	gen	sav	1
<i>Rourea induta</i> Planch.	Connaraceae	0	0	0	3	10.5	0.2	zoo	gen	sav	1
<i>Eucalyptus</i> sp	Myrtaceae	0	0	0	3	5.3	0.2	auto	gen	flo	2
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott ex Spreng.	Anacardiaceae	0	0	0	2	10.5	0.1	ane	gen	flo	2
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Meliaceae	0	0	0	1	5.3	0.1	zoo	gen	gener	1
<i>Eugenia</i> sp.	Myrtaceae	0	0	0	1	5.3	0.1	zoo	gen	sav	2
<i>Tabebuia</i> sp03	Bignoniaceae	0	0	0	1	5.3	0.1	ane	spe	sav	2
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	0	0	0	1	5.3	0.1	ane	gen	flo	2
<i>Kielmeyera speciosa</i> A. St.-Hil	Clusiaceae	0	0	0	1	5.3	0.1	ane	spe	sav	3

Anexo 2. Lista de espécies encontradas no estrato intermediário (CAP < 15cm e 1m de altura) nas beiras de estradas e reservas estudadas de cerrado *sensu stricto*. As espécies foram

ordenadas de acordo com a sua abundância média nas reservas. Dens (Densidade); Freq (Frequência); Disp (Dispersão): Ane (Anemocórico), Aut (Autocórico) e Zoo (Zoocórico); Fisio (Fitofisionomia de ocorrência): Gener (Generalista), Flo (Florestal) e Sav (Savântica).

Espécie	Família	Reserva			Beira de estrada			Freq (%)	Disp	Fisio
		Média	Dens	Freq (%)	Média	Dens	Freq (%)			
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	Melastomataceae	154.5	1545	100	0.8	15	36.8	zoo	gener	
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	Sapindaceae	110.8	1108	100	133.6	2538	78.9	zoo	gener	
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	41.7	417	90	4.3	82	89.5	ane	gener	
<i>Eugenia calycina</i> Cambess.	Myrtaceae	33.7	337	80	5.4	103	68.4	zoo	sav	
<i>Davilla elliptica</i> A. St.-Hil.	Dilleniaceae	33	330	100	2.4	45	78.9	zoo	sav	
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	Vochysiaceae	26.3	263	80	0.2	4	5.3	ane	gener	
<i>Miconia fallax</i> DC.	Melastomataceae	23.3	233	70	0.0	0	0.0	zoo	sav	
<i>Parinari obtusifolia</i> Hook. f.	Chrysobalanaceae	22.6	226	50	5.0	95	31.6	zoo	sav	
<i>Qualea multiflora</i> mart.	Vochysiaceae	21.7	217	80	2.5	47	47.4	ane	gener	
<i>Roupala montana</i> Aubl.	Proteaceae	19.3	193	90	0.9	18	26.3	ane	sav	
<i>Ouratea hexasperma</i> (A. St.-Hil.) Baill.	Ochnaceae	18.7	187	90	4.8	92	63.2	zoo	sav	
<i>Cordiera myrciifolia</i> (K.Schum.) C.H.Perss. & Delporte	Rubiaceae	17.6	176	50	0.3	6	10.5	zoo	sav	
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	Myrsinaceae	17.1	171	70	1.8	34	52.6	zoo	sav	
<i>Rourea induta</i> Planch.	Connaraceae	15.8	158	90	8.9	169	94.7	zoo	sav	
<i>Neea theifera</i> Oerst.	Nyctaginaceae	15.1	151	70	1.4	27	42.1	zoo	sav	
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Euphorbiaceae	14.6	146	70	5.2	99	68.4	zoo	flo	
<i>Byrsinoma coccobilobifolia</i> Kunth	Malpighiaceae	14.6	146	100	2.0	38	42.1	zoo	sav	
<i>Bauhinia holophylla</i> (Bong.) Steud.	Fabaceae	14.1	141	100	22.1	419	89.5	auto	sav	
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	Annonaceae	14.1	141	80	0.5	9	10.5	zoo	gener	
<i>Byrsinoma intermedia</i> A. Juss.	Malpighiaceae	14	140	80	20.6	391	68.4	zoo	sav	
<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.	Erythroxylaceae	13.7	137	100	6.7	127	78.9	zoo	sav	
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	Clusiaceae	13.7	137	80	2.7	51	63.2	ane	sav	
<i>Stryphnodendron polypyllum</i> Mart.	Fabaceae	13.6	136	100	9.9	188	84.2	zoo	sav	
<i>Senna rugosa</i> (G. Don) H.S. Irwin & Barneby	Fabaceae	13.1	131	80	4.3	81	52.6	zoo	sav	
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	Apocynaceae	11.9	119	90	9.7	185	73.7	ane	sav	
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Myrtaceae	11.7	117	50	0.1	2	10.5	zoo	gener	
<i>Erythroxylum suberosum</i> A. St.-Hil.	Erythroxylaceae	10.7	107	100	6.0	114	89.5	zoo	sav	
<i>Acosmum dasycarpum</i> (Vogel) Yakovlev	Fabaceae	10.5	105	90	5.0	95	68.4	ane	sav	
<i>Myrcia variabilis</i> DC.	Myrtaceae	10.4	104	80	6.1	116	94.7	zoo	sav	
<i>Lafoensis pacari</i> A. St.-Hil.	Lythraceae	10.2	102	70	0.6	12	26.3	ane	sav	
<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker	Asteraceae	9.9	99	90	8.5	162	68.4	ane	sav	
<i>Byrsinoma crassa</i> Nied.	Malpighiaceae	9.8	98	80	1.1	21	31.6	zoo	sav	
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	Connaraceae	9.7	97	90	5.3	100	89.5	zoo	sav	
<i>Cardiopetalum calophyllum</i> Schltl.	Annonaceae	9.2	92	50	0.1	2	10.5	zoo	flo	
<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart. ex Engl.) Engl	Ochnaceae	9	90	90	6.4	121	84.2	zoo	sav	
<i>Chromolaena cylindrocephala</i> (Sch.Bip. ex Baker) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	8.7	87	60	0.0	0	0.0	ane	sav	
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	Caryocaraceae	8.4	84	90	2.4	46	36.8	zoo	sav	
<i>Heteropteryx rhopalifolia</i> A.Juss.	Malpighiaceae	8.4	84	50	0.5	10	10.5	ane	sav	
<i>Dalbergia miscolobium</i> (Vog.) Malm	Fabaceae	8	80	80	14.3	272	84.2	ane	sav	
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	Moraceae	7.9	79	100	22.6	429	84.2	zoo	sav	
<i>Diospyros hispida</i> A.DC.	Ebenaceae	7.9	79	80	10.1	192	94.7	zoo	flo	
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Fabaceae	7.9	79	100	4.9	93	73.7	zoo	gener	
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Salicaceae	7.8	78	80	12.7	241	94.7	zoo	gener	
<i>Myrcia überavensis</i> O. Berg	Myrtaceae	7.7	77	90	4.3	81	89.5	zoo	sav	
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> O. Berg	Myrtaceae	7.6	76	50	0.2	3	15.8	zoo	gener	
<i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth.	Rubiaceae	7.6	76	50	0.0	0	0.0	zoo	gener	
<i>Styrax ferrugineus</i> Nees & Mart.	Styracaceae	7.2	72	90	4.3	82	68.4	zoo	sav	
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	Nyctaginaceae	6.9	69	70	2.0	38	47.4	zoo	sav	
<i>Byrsinoma verbascifolia</i> (L.) DC.	Malpighiaceae	6.6	66	80	1.0	19	21.1	zoo	sav	
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	Fabaceae	6.5	65	50	3.2	61	42.1	ane	gener	
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltl.) K. Schum.	Rubiaceae	6.3	63	100	1.4	26	47.4	zoo	sav	
<i>Vernonia cuneifolia</i> Gardner	Asteraceae	6.2	62	70	4.7	89	89.5	ane	sav	
<i>Machaerium opacum</i> Vogel	Fabaceae	6.1	61	80	7.4	140	94.7	ane	sav	
<i>Lepidaploa rufigranis</i> (A.St.-Hil.) H.Rob.	Asteraceae	6	60	40	11.0	209	31.6	ane	sav	
<i>Hertia brasiliiana</i> Vand. ex DC.	Rutaceae	5.5	55	40	2.6	50	36.8	zoo	sav	
<i>Magonia pubescens</i> A. St.-Hil.	Sapindaceae	5.5	55	10	0.0	0	0.0	ane	gener	
<i>Eriotheca gracilipes</i> (K. Schum.) A. Robyns	Malvaceae	5.4	54	100	2.6	50	57.9	ane	sav	
<i>Eugenia punicifolia</i> (Kunth) DC.	Myrtaceae	5.4	54	100	1.9	36	31.6	zoo	sav	
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Fabaceae	5.3	53	60	2.3	44	36.8	ane	gener	
<i>Protium ovatum</i> Engl.	Burseraceae	5.2	52	100	9.1	173	94.7	zoo	sav	
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	Bignoniaceae	5.2	52	90	4.9	94	84.2	ane	sav	
<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC.	Melastomataceae	5.2	52	50	0.0	0	0.0	zoo	sav	
<i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart.	Erythroxylaceae	5.1	51	90	1.2	22	47.4	zoo	sav	
<i>Banisteriopsis variabilis</i> B.Gates	Malpighiaceae	4.8	48	10	1.1	21	5.3	ane	sav	
<i>Vochysiace cinnamomea</i> Pohl	Vochysiaceae	4.4	44	60	0.0	0	0.0	ane	sav	
<i>Guapira graciliflora</i> (Schmidt) Lundell	Nyctaginaceae	4.1	41	30	0.1	2	10.5	zoo	gener	
<i>Lessingianthus brevipetiolatus</i> (Sch.Bip. ex Baker) H.Rob.	Asteraceae	4.1	41	10	0.0	0	0.0	ane	sav	
<i>Acosmum subelegans</i> (Mohlenbr.) Yakovlev	Fabaceae	3.9	39	70	7.0	133	63.2	ane	sav	
<i>Symplocos sp01</i>	Symplocaceae	3.9	39	10	0.0	0	0.0	zoo	sav	
<i>Peixotoa tomentosa</i> A.Juss.	Malpighiaceae	3.8	38	60	6.5	124	89.5	ane	sav	
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Fabaceae	3.8	38	90	2.8	53	68.4	ane	gener	
<i>Peritassa campestris</i> (Cambess.) A.C. Sm.	Celastraceae	3.7	37	80	7.7	146	84.2	zoo	sav	

Espécie	Família	Reserva			Beira de estrada				Freq (%)	Disp	Fisio
		Média	Dens	Freq (%)	Média	Dens	Freq (%)				
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	3.7	37	80	4.2	79	42.1	zoo	sav		
<i>Plenckia populnea</i> Reissek	Celastraceae	3.6	36	60	0.3	5	15.8	ane	sav		
<i>Fridericia platyphylla</i> (Cham.) L.G.Lohmann	Bignoniaceae	3.4	34	10	4.5	86	52.6	ane	gener		
<i>Palicourea rigida</i> Kunth	Rubiaceae	3.2	32	80	2.1	40	52.6	zoo	sav		
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F. Macbr.	Fabaceae	3.1	31	80	0.5	9	36.8	zoo	sav		
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	Fabaceae	3	30	90	3.4	64	52.6	zoo	sav		
<i>Campomanesia adamantium</i> (Cambess.) O.Berg	Myrtaceae	2.8	28	50	4.2	79	68.4	zoo	sav		
<i>Vochysia rufa</i> Mart.	Vochysiaceae	2.8	28	40	0.2	4	10.5	ane	sav		
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	Apocynaceae	2.7	27	80	0.8	15	36.8	ane	sav		
<i>Heteropterys campestris</i> A.Juss.	Malpighiaceae	2.7	27	40	0.1	1	5.3	ane	sav		
<i>Cordiera sessilis</i> (Vell.) Kuntze	Rubiaceae	2.7	27	30	0.0	0	0.0	zoo	flo		
<i>Banisteriopsis malifolia</i> (Nees & Mart.) B. Gates	Malpighiaceae	2.6	26	50	34.8	662	73.7	ane	sav		
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham. & Schltdl.) Frodin	Araliaceae	2.6	26	60	0.8	16	31.6	zoo	sav		
<i>Licania humilis</i> Cham. & Schltdl.	Chrysobalanaceae	2.4	24	70	2.3	44	63.2	zoo	sav		
<i>Lippia salviifolia</i> Cham.	Verbenaceae	2.4	24	20	0.0	0	0.0	auto	sav		
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Meliaceae	2.3	23	30	15.5	295	36.8	zoo	gener		
<i>Himatanthus obovatus</i> (Müll. Arg.) Woodson	Apocynaceae	2.3	23	70	3.3	63	73.7	ane	sav		
<i>Chromolaena ferruginea</i> (Gardner) R.M. King & H. Rob.	Asteraceae	2.3	23	10	2.9	56	5.3	ane	sav		
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Fabaceae	2.3	23	70	1.4	27	36.8	ane	sav		
<i>Cordiera macrophylla</i> (K.Schum.) Kuntze	Rubiaceae	2.3	23	30	0.0	0	0.0	zoo	sav		
<i>Duguettia furfuracea</i> (A.St.-Hil.) Saff.	Annonaceae	2.2	22	70	8.8	167	68.4	zoo	flo		
<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	2.2	22	30	1.7	32	26.3	zoo	gener		
<i>Handroanthus aureus</i> Mattos	Bignoniaceae	2.2	22	60	0.4	7	15.8	ane	gener		
<i>Myrtaceae</i> 1	Myrtaceae	2.2	22	20	0.0	0	0.0	zoo	sav		
<i>Erythroxylum campestre</i> A. St.-Hil.	Erythroxylaceae	2.1	21	80	4.4	84	63.2	zoo	sav		
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	Fabaceae	2.1	21	60	1.6	31	47.4	zoo	sav		
<i>Cochlospermum regium</i> (Mart. ex Schrank) Pilg.	Bixaceae	2.1	21	60	0.7	14	26.3	ane	sav		
<i>Coussarea hydrangeaefolia</i> (Benth.) Benth. & Hook. f. ex Müll.	Rubiaceae	2.1	21	20	0.0	0	0.0	zoo	flo		
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Siparunaceae	2.1	21	40	0.0	0	0.0	zoo	gener		
<i>Kielmeyera rubriflora</i> Cambess.	Clusiaceae	2	20	20	0.3	5	10.5	ane	sav		
<i>Heteropterys bysonnimifolia</i> A. Juss.	Malpighiaceae	1.9	19	10	8.6	164	57.9	ane	sav		
<i>Andira paniculata</i> Benth.	Fabaceae	1.9	19	70	3.3	63	68.4	zoo	sav		
<i>Memora</i> sp	Bignoniaceae	1.8	18	10	0.0	0	0.0	ane	sav		
<i>Miconia stenostachya</i> DC.	Melastomataceae	1.7	17	50	0.0	0	0.0	zoo	sav		
<i>Banisteriopsis campestris</i> (A. Juss.) Little	Malpighiaceae	1.5	15	30	1.5	28	21.1	ane	sav		
<i>Couepia grandiflora</i> (Mart. & Zucc.) Benth. ex Hook. f.	Chrysobalanaceae	1.5	15	50	0.4	7	21.1	zoo	sav		
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Myrtaceae	1.5	15	40	0.3	5	10.5	zoo	sav		
<i>Decleuxia fruticosa</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Kuntze	Rubiaceae	1.4	14	40	0.0	0	0.0	zoo	sav		
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae	1.4	14	10	0.0	0	0.0	zoo	gener		
<i>Pterodon pubescens</i> (Benth.) Benth.	Fabaceae	1.3	13	50	2.9	55	36.8	ane	gener		
<i>Annona crassiflora</i> Mart.	Annonaceae	1.3	13	60	0.7	13	31.6	zoo	sav		
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	Myrtaceae	1.3	13	50	0.2	4	5.3	zoo	gener		
<i>Cordiera concolor</i> (Cham.) Kuntze	Rubiaceae	1.2	12	20	0.0	0	0.0	zoo	sav		
<i>Chromolaena</i> sp	Asteraceae	1.1	11	10	4.6	88	52.6	ane	sav		
<i>Campomanesia pubescens</i> (DC.) O.Berg	Myrtaceae	1.1	11	20	2.6	49	52.6	zoo	sav		
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	Lamiaceae	1	10	40	6.7	127	89.5	zoo	sav		
<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.	Asteraceae	1	10	10	0.4	8	10.5	ane	sav		
<i>Campotosema coriaceum</i> (Nees & C. Mart.) Benth	Fabaceae	1	10	10	0.3	5	10.5	auto	sav		
<i>Sclerolobium aureum</i> (Tul.) Baill.	Fabaceae	1	10	30	0.1	1	5.3	ane	sav		
<i>Syagrus loefgrenii</i> Glassman	Arecaceae	1	10	20	0.0	0	0.0	zoo	sav		
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	Vochysiaceae	1	10	10	0.0	0	0.0	ane	gener		
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	Melastomataceae	0.9	9	30	0.6	12	5.3	zoo	gener		
<i>Annona tomentosa</i> R.E. Fr.	Annonaceae	0.9	9	50	0.1	2	10.5	zoo	sav		
<i>Diplusodon virgatus</i> Pohl	Lythraceae	0.9	9	10	0.1	2	5.3	auto	sav		
<i>Gomphrena pohlii</i> Moq.	Amaranthaceae	0.9	9	10	0.0	0	0.0	ane	sav		
<i>Psidium salutare</i> (Kunth) O.Berg	Myrtaceae	0.8	8	10	0.0	0	0.0	zoo	sav		
<i>Senna velutina</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	0.8	8	20	0.0	0	0.0	auto	sav		
<i>Sebastiania myrtilloides</i> (Mart.) Pax	Euphorbiaceae	0.7	7	10	2.2	41	31.6	zoo	sav		
<i>Butia</i> sp	Arecaceae	0.7	7	10	0.5	10	5.3	zoo	sav		
<i>Psidium firmum</i> O. Berg	Myrtaceae	0.7	7	50	0.5	10	26.3	zoo	sav		
<i>Campomanesia aromatica</i> (Aubl.) Griseb	Myrtaceae	0.7	7	20	0.0	0	0.0	zoo	sav		
<i>Heteropterys escalloniifolia</i> A.Juss.	Malpighiaceae	0.6	6	10	2.3	43	15.8	ane	sav		
<i>Annona coriacea</i> Mart.	Annonaceae	0.6	6	40	1.9	36	63.2	zoo	sav		
<i>Byrsinima basiloba</i> A. Juss.	Malpighiaceae	0.6	6	50	0.1	2	5.3	zoo	sav		
<i>Myrcia decorticans</i> DC.	Myrtaceae	0.6	6	10	0.0	0	0.0	zoo	sav		
<i>Tabebuia</i> sp02	Bignoniaceae	0.6	6	10	0.0	0	0.0	ane	sav		
<i>Chresta sphaerocephala</i> DC.	Asteraceae	0.5	5	20	6.1	116	42.1	ane	sav		
<i>Jacaranda caroba</i> (Vell.) DC.	Bignoniaceae	0.5	5	20	0.8	15	10.5	ane	sav		
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	Bignoniaceae	0.5	5	30	0.2	4	15.8	ane	gener		

Espécie	Família	Reserva			Beira de estrada				Disp	Fisio
		Média	Dens	Freq (%)	Média	Dens	Freq (%)			
<i>Cordiera obtusa</i> (K.Schum.) Kuntze	Rubiaceae	0.5	5	30	0.0	0	0.0	zoo	sav	
<i>Lepidaploa</i> sp	Asteraceae	0.5	5	10	0.0	0	0.0	ane	sav	
<i>Miconia leucocarpa</i> DC.	Melastomataceae	0.5	5	30	0.0	0	0.0	zoo	sav	
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	Peraceae	0.5	5	20	0.0	0	0.0	zoo	flo	
<i>Virola sebifera</i> Aubl.	Myristicaceae	0.5	5	10	0.0	0	0.0	zoo	gener	
<i>Eugenia aurata</i> O. Berg	Myrtaceae	0.4	4	30	1.4	26	52.6	zoo	sav	
<i>Chamaecrista fagonioides</i> (Vogel)	Fabaceae	0.4	4	10	0.0	0	0.0	auto	sav	
<i>H.S.Irwin & Barneby</i>										
<i>Myrtaceae</i> 2	Myrtaceae	0.4	4	20	0.0	0	0.0	zoo	sav	
<i>Solanum lycocarpum</i> A. St.-Hil.	Solanaceae	0.3	3	30	3.4	65	73.7	zoo	sav	
<i>Myrcia bella</i> Cambess.	Myrtaceae	0.3	3	10	2.1	39	10.5	zoo	sav	
<i>Casearia grandiflora</i> Cambess.	Salicaceae	0.3	3	10	1.2	22	15.8	zoo	gener	
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart. ex A. DC.	Apocynaceae	0.3	3	10	0.3	6	15.8	ane	flo	
<i>Psidium larotaeum</i> Cambess.	Myrtaceae	0.3	3	20	0.3	6	15.8	zoo	sav	
<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	Apocynaceae	0.3	3	20	0.1	1	5.3	zoo	sav	
<i>Miconia chamissois</i> Naudin	Melastomataceae	0.3	3	10	0.0	0	0.0	zoo	sav	
<i>Miconia ferruginata</i> DC.	Melastomataceae	0.3	3	20	0.0	0	0.0	zoo	sav	
<i>Stomatianthes trigonos</i> (Gardner) H.Rob.	Asteraceae	0.3	3	10	0.0	0	0.0	ane	sav	
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	Fabaceae	0.2	2	10	0.1	2	5.3	ane	flo	
<i>Campomanesia</i> sp	Myrtaceae	0.2	2	20	0.0	0	0.0	zoo	sav	
<i>Oxalis</i> sp	Oxalidaceae	0.2	2	10	0.0	0	0.0	auto	sav	
<i>Symplocos rhamnifolia</i> A.DC.	Symplocaceae	0.2	2	10	0.0	0	0.0	zoo	sav	
<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook. f.	Opiliaceae	0.1	1	10	1.0	19	10.5	zoo	gener	
<i>Stylosanthes gracilis</i> Kunth	Fabaceae	0.1	1	10	0.9	18	31.6	auto	sav	
<i>Zeyheria montana</i> Mart.	Bignoniaceae	0.1	1	10	0.8	16	21.1	ane	sav	
<i>Banisteriopsis laevifolia</i> (A.Juss.) B.Gates	Malpighiaceae	0.1	1	10	0.6	11	10.5	ane	sav	
<i>Curatella americana</i> L.	Dilleniaceae	0.1	1	10	0.4	8	10.5	zoo	sav	
<i>Strychnos pseudoquina</i> A. St.-Hil.	Loganiaceae	0.1	1	10	0.4	8	26.3	zoo	sav	
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl.	Malvaceae	0.1	1	10	0.1	1	5.3	ane	sav	
<i>Terminalia argentea</i> Mart.	Combretaceae	0.1	1	10	0.1	1	5.3	ane	gener	
<i>Vernonanthura</i> sp	Asteraceae	0.1	1	10	0.1	1	5.3	ane	sav	
<i>Butia archeri</i> (Glassman) Glassman	Arecaceae	0.1	1	10	0.0	0	0.0	zoo	sav	
<i>Hyptis cretata</i> Epling	Lamiaceae	0.1	1	10	0.0	0	0.0	auto	sav	
<i>Jacaranda ulei</i> Bureau & K.Schum.	Bignoniaceae	0.1	1	10	0.0	0	0.0	ane	sav	
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	Lauraceae	0.1	1	10	0.0	0	0.0	zoo	flo	
<i>Ocotea minarum</i> (Nees & C. Mart.) Mez	Lauraceae	0.1	1	10	0.0	0	0.0	zoo	flo	
<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart. & Zucc.) A. Robyns	Malvaceae	0.1	1	10	0.0	0	0.0	ane	gener	
<i>Syagrus</i> sp02	Arecaceae	0.1	1	10	0.0	0	0.0	zoo	sav	
<i>Symplocos nitens</i> (Pohl) Benth.	Symplocaceae	0.1	1	10	0.0	0	0.0	zoo	gener	
<i>Tabebuia</i> sp03	Bignoniaceae	0.1	1	10	0.0	0	0.0	ane	sav	
<i>Banisteriopsis stellaris</i> (Griseb.) B. Gates	Malpighiaceae	0	0	0	7.2	137	73.7	ane	sav	
<i>Memora campicola</i> Pilg.	Bignoniaceae	0	0	0	5.7	109	52.6	ane	sav	
<i>Bauhinia brevipes</i> Vogel	Fabaceae	0	0	0	5.5	104	5.3	auto	sav	
<i>Harpalyce brasiliensis</i> Benth.	Fabaceae	0	0	0	3.5	66	15.8	auto	sav	
<i>Ageratum fastigiatum</i> (Gardner) R.M. King & H. Rob.	Asteraceae	0	0	0	2.8	53	5.3	ane	sav	
<i>Hyptis</i> sp2	Lamiaceae	0	0	0	2.5	48	5.3	auto	sav	
<i>Chamaecrista viscosa</i> (Kunth) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	0	0	0	1.8	35	10.5	auto	sav	
<i>Lippia glazioviana</i> Loes.	Verbenaceae	0	0	0	1.8	34	15.8	auto	sav	
<i>Serjania erecta</i> Radlk.	Sapindaceae	0	0	0	1.7	32	26.3	ane	sav	
<i>Chromolaena squalida</i> (DC.) R.M.King & H.Rob	Asteraceae	0	0	0	1.6	30	21.1	ane	sav	
<i>Tabernaemontana solanifolia</i> A. DC.	Apocynaceae	0	0	0	1.4	27	10.5	zoo	sav	
<i>Memora peregrina</i> (Miers) Sandwith	Bignoniaceae	0	0	0	1.4	26	36.8	ane	sav	
<i>Mimosa nuda</i> Benth.	Fabaceae	0	0	0	1.3	25	21.1	auto	sav	
<i>Antonia ovata</i> Pohl	Loganiaceae	0	0	0	1.2	23	5.3	ane	flo	
<i>Heteropterys anoptera</i> A.Juss.	Malpighiaceae	0	0	0	1.2	23	10.5	ane	sav	
<i>Elephantopus biflorus</i> (Less.) Sch.Bip.	Asteraceae	0	0	0	1.1	20	21.1	ane	sav	
<i>Syagrus</i> sp01	Arecaceae	0	0	0	1.1	20	21.1	zoo	sav	
<i>Mikania oblongifolia</i> DC.	Asteraceae	0	0	0	1.0	19	10.5	ane	sav	
<i>Heteropterys pteropetala</i> A. Juss.	Malpighiaceae	0	0	0	0.8	16	10.5	ane	sav	
<i>Periandra mediterranea</i> (Vell.) Taub.	Fabaceae	0	0	0	0.8	15	5.3	auto	sav	
<i>Psidium grandifolium</i> Mart. ex DC.	Myrtaceae	0	0	0	0.8	15	26.3	zoo	sav	
<i>Crotalaria</i> sp	Fabaceae	0	0	0	0.7	14	10.5	auto	sav	
<i>Stylosanthes guianensis</i> (Aubl.) Sw.	Fabaceae	0	0	0	0.6	12	10.5	auto	sav	
Fabaceae 3 (Roma 4)	Fabaceae	0	0	0	0.5	10	5.3	auto	sav	
<i>Hyptis rugosa</i> Benth.	Lamiaceae	0	0	0	0.5	10	5.3	auto	sav	
<i>Gochnatia</i> sp	Asteraceae	0	0	0	0.5	9	5.3	ane	sav	
<i>Mimosa setosa</i> Benth.	Fabaceae	0	0	0	0.5	9	15.8	auto	sav	
<i>Salvertia convallarioidora</i> A. St.-Hil	Vochysiaceae	0	0	0	0.5	9	5.3	ane	sav	
<i>Chamaecrista desvauxii</i> (Collad.) Killip	Fabaceae	0	0	0	0.4	8	10.5	auto	sav	
<i>Cissampelos ovalifolia</i> DC.	Menispermaceae	0	0	0	0.4	8	31.6	zoo	sav	
<i>Cordiera</i> sp02	Rubiaceae	0	0	0	0.4	8	5.3	zoo	sav	
<i>Eugenia heringiana</i> Mattos	Myrtaceae	0	0	0	0.4	8	10.5	zoo	sav	
<i>Lessingianthus</i> sp	Asteraceae	0	0	0	0.4	8	15.8	ane	sav	
<i>Peltodon</i> sp01	Lamiaceae	0	0	0	0.4	8	10.5	auto	sav	
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	Apocynaceae	0	0	0	0.4	8	21.1	zoo	sav	
<i>Trixis glutinosa</i> D.Don	Asteraceae	0	0	0	0.4	8	10.5	ane	sav	
<i>Manihot</i> sp01	Euphorbiaceae	0	0	0	0.4	7	5.3	zoo	sav	

Espécie	Família	Reserva			Beira de estrada				Freq (%)	Disp	Fisio
		Média	Dens	Freq (%)	Média	Dens	Freq (%)				
<i>Merremia tomentosa</i> (Choisy) Hallier f.	Convolvulaceae	0	0	0	0.4	7	5.3	auto	sav		
<i>Stylosanthes acuminata</i> M.B.Ferreira & Sousa Costa	Fabaceae	0	0	0	0.4	7	5.3	auto	sav		
<i>Tabebuia</i> sp01	Bignoniaceae	0	0	0	0.4	7	15.8	ane	sav		
<i>Chamaecrista cathartica</i> (Mart.) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	0	0	0	0.3	6	15.8	auto	sav		
<i>Hypenia macrantha</i> (A.St.-Hil. ex Benth.) Harley	Lamiaceae	0	0	0	0.3	6	10.5	auto	sav		
<i>Hyptis</i> sp3	Lamiaceae	0	0	0	0.3	6	5.3	auto	sav		
<i>Psidium guyanense</i> Pers.	Myrtaceae	0	0	0	0.3	6	15.8	zoo	sav		
<i>Pterandra pyroidea</i> A.Juss.	Malpighiaceae	0	0	0	0.3	6	10.5	zoo	sav		
<i>Syagrus comosa</i> (Mart.) Mart.	Arecaceae	0	0	0	0.3	6	15.8	zoo	sav		
<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	Lamiaceae	0	0	0	0.3	5	10.5	zoo	sav		
<i>Anacardium humile</i> A.St.-Hil.	Anacardiaceae	0	0	0	0.3	5	5.3	zoo	sav		
<i>Eugenia bimarginata</i> DC.	Myrtaceae	0	0	0	0.3	5	10.5	zoo	sav		
<i>Fabaceae</i> 4 (arax3)	Fabaceae	0	0	0	0.3	5	5.3	auto	sav		
<i>Manihot</i> sp02	Euphorbiaceae	0	0	0	0.3	5	10.5	zoo	sav		
<i>Não identificada</i> 2 (roma2)	Não identificada2	0	0	0	0.3	5	5.3		sav		
<i>Achyrocline satureoides</i> (Lam.) DC.	Asteraceae	0	0	0	0.2	4	5.3	ane	sav		
<i>Chromolaena leucocephala</i> Gardner	Asteraceae	0	0	0	0.2	4	10.5	ane	sav		
<i>Diplopterys pubipetala</i> (A.Juss.) W.R.Anderson & C.C.Davis	Malpighiaceae	0	0	0	0.2	4	5.3	ane	sav		
<i>Hyptis lippoides</i> Pohl ex Benth.	Lamiaceae	0	0	0	0.2	4	5.3	auto	sav		
<i>Lippia elegans</i> Cham.	Verbenaceae	0	0	0	0.2	4	10.5	auto	sav		
<i>Sabicea brasiliensis</i> Wernham	Rubiaceae	0	0	0	0.2	4	5.3	zoo	sav		
<i>Vernonanthura ferruginea</i> (Less.) H.Rob.	Asteraceae	0	0	0	0.2	4	15.8	ane	sav		
<i>Annona</i> sp01	Annonaceae	0	0	0	0.2	3	5.3	zoo	sav		
<i>Annona</i> sp02	Annonaceae	0	0	0	0.2	3	5.3	zoo	sav		
<i>Borreria</i> sp	Rubiaceae	0	0	0	0.2	3	5.3	auto	sav		
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Fabaceae	0	0	0	0.2	3	5.3	zoo	flo		
<i>Fabaceae</i> 2 (Uberaba 3)	Fabaceae	0	0	0	0.2	3	5.3	auto	sav		
<i>Fridericia florida</i> (DC.) L.G.Lohmann	Bignoniaceae	0	0	0	0.2	3	10.5	ane	flo		
<i>Kielmeyera speciosa</i> A.St.-Hil	Clusiaceae	0	0	0	0.2	3	5.3	ane	sav		
<i>Mimosa clausenii</i> Benth.	Fabaceae	0	0	0	0.2	3	5.3	auto	sav		
<i>Senna</i> sp	Fabaceae	0	0	0	0.2	3	5.3	auto	sav		
<i>Viguiera robusta</i> Gardner	Asteraceae	0	0	0	0.2	3	5.3	ane	sav		
<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	Rutaceae	0	0	0	0.2	3	10.5	zoo	sav		
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Asteraceae	0	0	0	0.1	2	5.3	ane	gener		
<i>Baccharis retusa</i> DC.	Asteraceae	0	0	0	0.1	2	5.3	ane	sav		
<i>Bredemeyera</i> sp	Polygalaceae	0	0	0	0.1	2	5.3	ane	sav		
<i>Calea</i> sp	Asteraceae	0	0	0	0.1	2	5.3	ane	sav		
<i>Chamaecrista clausenii</i> (Benth.) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	0	0	0	0.1	2	5.3	auto	sav		
<i>Cordiera</i> sp01	Rubiaceae	0	0	0	0.1	2	5.3	zoo	sav		
<i>Desmodium distortum</i> (Aubl.) J.F.Macbr.	Fabaceae	0	0	0	0.1	2	5.3	zoo	sav		
<i>Gochnatia barrosoi</i> Cabrera	Asteraceae	0	0	0	0.1	2	10.5	ane	sav		
<i>Heteropterys</i> sp	Malpighiaceae	0	0	0	0.1	2	5.3	ane	sav		
<i>Heteropterys tomentosa</i> A.Juss.	Malpighiaceae	0	0	0	0.1	2	10.5	ane	sav		
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	Lauraceae	0	0	0	0.1	2	5.3	zoo	gener		
<i>Ouratea nana</i> (A.St.-Hil.) Engl.	Ochnaceae	0	0	0	0.1	2	10.5	zoo	sav		
<i>Psidium australe</i> Cambess.	Myrtaceae	0	0	0	0.1	2	5.3	zoo	sav		
<i>Psidium sartorianum</i> (O. Berg) Nied.	Myrtaceae	0	0	0	0.1	2	5.3	zoo	sav		
<i>Smilax brasiliensis</i> Spreng.	Smilacaceae	0	0	0	0.1	2	5.3	zoo	sav		
<i>Tabernaemontana</i> sp	Apocynaceae	0	0	0	0.1	2	5.3	zoo	sav		
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.	Fabaceae	0	0	0	0.1	1	5.3	ane	flo		
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott ex Spreng.	Anacardiaceae	0	0	0	0.1	1	5.3	ane	flo		
<i>Attalea geraensis</i> Barb.Rodr.	Arecaceae	0	0	0	0.1	1	5.3	zoo	sav		
<i>Dasyphyllum</i> sp	Asteraceae	0	0	0	0.1	1	5.3	ane	sav		
<i>Declieuxia</i> sp	Rubiaceae	0	0	0	0.1	1	5.3	zoo	sav		
<i>Emmottia nitens</i> (Benth.) Miers	Emmottaceae	0	0	0	0.1	1	5.3	zoo	flo		
<i>Erythroxylum daphnites</i> Mart.	Erythroxylaceae	0	0	0	0.1	1	5.3	zoo	flo		
<i>Eugenia complicata</i> O. Berg	Myrtaceae	0	0	0	0.1	1	5.3	zoo	sav		
<i>Fabaceae</i> 1 (roma 1)	Fabaceae	0	0	0	0.1	1	5.3	auto	sav		
<i>Heteropterys cochleosperma</i> A.Juss.	Malpighiaceae	0	0	0	0.1	1	5.3	ane	sav		
<i>Hyptis</i> sp1	Lamiaceae	0	0	0	0.1	1	5.3	auto	sav		
<i>Jacaranda</i> sp	Bignoniaceae	0	0	0	0.1	1	5.3	ane	sav		
<i>Lessingianthus ligulifolius</i> (Mart. ex DC.) H. Rob.	Asteraceae	0	0	0	0.1	1	5.3	ane	sav		
<i>Merremia</i> sp	Convolvulaceae	0	0	0	0.1	1	5.3	auto	sav		
<i>Miconia macrothyrsa</i> Benth.	Melastomataceae	0	0	0	0.1	1	5.3	zoo	sav		
<i>Palicourea coriacea</i> (Cham.) K.Schum.	Rubiaceae	0	0	0	0.1	1	5.3	zoo	sav		
<i>Phyllanthus</i> sp	Phyllanthaceae	0	0	0	0.1	1	5.3	auto	sav		
<i>Pseudobrickellia brasiliensis</i> (Spreng.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	0	0	0	0.1	1	5.3	ane	sav		
<i>Pterocaulon alopecuroides</i> (Lam.) DC.	Asteraceae	0	0	0	0.1	1	5.3	ane	sav		
<i>Serjania lethalis</i> A.St.-Hil.	Sapindaceae	0	0	0	0.1	1	5.3	ane	sav		
<i>Talisia</i> sp	Sapindaceae	0	0	0	0.1	1	5.3	zoo	sav		
<i>Trichogonia</i> sp	Asteraceae	0	0	0	0.1	1	5.3	ane	sav		