



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA**

Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais

**Formigas como indicadores ambientais na recuperação e conservação das
margens do Rio Uberabinha, em Uberlândia, MG.**

RUTHE EMILIA DE OLIVEIRA SARAIVA LEÃO

2019

RUTHE EMILIA DE OLIVEIRA SARAIVA LEÃO

Formigas como indicadores ambientais na recuperação e conservação das margens do Rio Uberabinha, em Uberlândia, MG.

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. Kleber Del-Claro

UBERLÂNDIA
Fevereiro – 2019

RUTHE EMILIA DE OLIVEIRA SARAIVA LEÃO

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

L437f
2019 Leão, Ruthe Emilia de Oliveira Saraiva, 1992-
Formigas como indicadores ambientais na recuperação e
conservação das margens do Rio Uberabinha, em Uberlândia, MG
[recurso eletrônico] / Ruthe Emilia de Oliveira Saraiva Leão. - 2019.

Orientador: Kleber Del-Claro.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia,
Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e
Biodiversidade.

Modo de acesso: Internet.

Disponível em: <http://doi.org/10.14393/ufu.di.2024.5080>

Inclui bibliografia.

Inclui ilustrações.

1. Ecologia. I. Del-Claro, Kleber, 1965-, (Orient.). II. Universidade
Federal de Uberlândia. Programa de Pós-graduação em Ecologia,
Conservação e Biodiversidade. III. Título.

CDU: 574

André Carlos Francisco
Bibliotecário Documentalista - CRB-6/3408

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais

Av. Pará, 1720, Bloco 2D, Sala 26 - Bairro Umuarama, Uberlândia-MG, CEP 38405-320

Telefone: (34) 3225-8641 - www.ppgeco.ib.ufu.br - ecologia@umuarama.ufu.br**ATA**

ATA DA 270ª APRESENTAÇÃO DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO JUNTO AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DE RECURSOS NATURAIS, INSTITUTO DE BIOLOGIA, UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

Aos vinte dias de fevereiro de dois mil e dezenove (20/02/2019), às dez horas, na sala 14A, bloco 2D, *Campus* Umuarama, situado na Avenida Pará, 1720, Bairro Umuarama, Uberlândia-MG, teve início a 269ª Apresentação de Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais do(a) discente **Ruthe Emília de Oliveira Saraiva Leão**, matrícula número **11712ECR013**, título "**Formigas como indicadores ambientais na recuperação e conservação das margens do rio Uberabinha, Ubrelândia, MG**", área de concentração **Ecologia**, linha de pesquisa **Ecologia comportamental e de interações**, vinculado ao projeto de pesquisa **Ecologia comportamental e de interações: plantas, formigas herbívoros e animais associados**, com os seguintes doutores compondo a banca examinadora: **Kleber Del Claro (INBIO-UFU)**, presidente, **Helena Maura Torezan Silingardi (INBIO-UFU)** e **Everton Tizo Pedroso (UEG)**. Iniciando os trabalhos, o(a) Presidente, André Rosalvo Terra Nascimento, apresentou a comissão examinadora e o(a) candidato(a), além disso, agradeceu a presença do público e concedeu ao(à) discente a palavra para a exposição do seu trabalho. A duração da apresentação do(a) discente, o tempo de arguição e resposta foram estabelecidos conforme as normas do Programa. A seguir, o(a) Senhor(a) Presidente concedeu a palavra aos examinadores, que passaram a arguir o(a) candidato(a). Finalizada a arguição, que ocorreu dentro dos termos regimentais, a banca, em sessão secreta, atribuiu os conceitos finais. Em face do resultado obtido, a banca examinadora considerou o(a) candidato(a) **Aprovada**. Esta defesa é parte dos requisitos necessários à obtenção do título de mestre. O competente diploma será expedido após o cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da Universidade. Nada mais havendo a tratar, foram encerrados os trabalhos às **12 horas e 05 minutos**. Foi lavrada a presente ata que, após lida e aprovada, foi assinada pela banca examinadora.



Documento assinado eletronicamente por **Kleber Del Claro, Presidente**, em 20/02/2019, às 12:18, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Everton Tizo Pedroso, Usuário Externo**, em 20/02/2019, às 12:19, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Helena Maura Torezan Silingardi, Professor(a) do Magistério Superior**, em 20/02/2019, às 12:20, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **1022276** e o código CRC **876F0E8B**.

Formigas como indicadores ambientais na recuperação e conservação das margens do Rio Uberabinha, em Uberlândia, MG.

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: ____/____/____

Profª. Dra. Helena Maura Torezan Silingardi
Universidade Federal de Uberlândia

Prof. Dr. Everton Tizo Pedroso
Universidade Estadual de Goiás

Prof. Dr. Kleber Del-Claro
Universidade Federal de Uberlândia (Orientador)

UBERLÂNDIA
Fevereiro – 2019

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Prof. Dr. Kleber Del-Claro, pela oportunidade concedida e ensinamentos. Um grande exemplo de paixão pela natureza, ciência e profissão.

Aos membros da banca examinadora, pelas contribuições.

Aos meus pais Marilene e Josafá, meus maiores exemplos de caráter, superação e humildade.

Aos meus irmãos Davi, Marina, Rafael e Zeura, por todas as memórias felizes (e traumáticas) que me deram, me fazendo ser esse recorte de cada um de vocês.

Aos meus amigos do colégio, pelas amizades que já duram quase duas décadas.

Ao Lino Abdelnour Zuanon, a pessoa mais meiga, paciente e companheira que eu já conheci.

Ao Egon Vilela, pela ajuda em campo e por me acompanhar nessa montanha russa de sentimentos que foram esses dois anos.

Aos amigos do laboratório, Drielly, Renan M., Renan F., pelo companheirismo e troca de vivências.

Ao Praia Clube Uberlândia, pelo apoio ao projeto.

Ao CNPq e CAPES, pelo suporte financeiro.

SUMÁRIO

RESUMO	vi
ABSTRACT	vii
INTRODUÇÃO	1
MATERIAL E MÉTODOS	4
ÁREA DE ESTUDO	4
COLETA DE FORMIGAS	5
ANALISES ESTATÍSTICAS	6
RESULTADOS	7
DISCUSSÃO	11
REFERÊNCIAS	14
MATERIAL COMPLEMENTAR	20

RESUMO

A urbanização é um dos problemas atuais com o qual a biodiversidade global vem sofrendo. Os seus impactos podem ser perda de habitats e serviços ecossistêmicos, fragmentação, homogeneização da biota entre outros. Porém nas zonas urbanas existem as áreas verdes, que podem ser parques urbanos, quintais, canteiros e jardins. Esses locais podem funcionar como reservatórios de espécies nativas na cidade. Entre os insetos, as formigas são um grupo amplamente utilizado como bioindicadores devido à sua grande abrangência geográfica e atuação em serviços ecossistêmicos. O objetivo desse estudo foi verificar em um gradiente urbano se uma zona ripária reflorestada sustentará maior riqueza de espécies de formigas do que uma área adjacente não reflorestada (gramado). Durante seis meses, foram realizadas coletas diurnas e noturnas de formigas utilizando iscas de sardinha e mel no solo. Ao total foram encontradas 34 espécies de formigas, 17 ocorreram no gramado e 33 na área reflorestada. A riqueza de formigas foi diferente entre os locais, diferente ao longo dos seis meses, com queda nos períodos secos do ano e também entre os períodos do dia, com menor número de espécies à noite. As diferenças de riqueza entre os locais estão provavelmente ligadas aos fatores ambientais. O gramado é um ambiente homogêneo e exposto, com poucos recursos enquanto na área reflorestada há presença de árvores em abundância, maior sombreamento e acúmulo de recursos. As zonas ripárias são *hot-spots* para a manutenção da biodiversidade e muitas vezes as únicas áreas verdes nas cidades. Com a expansão da urbanização, o reflorestamento das zonas ripárias pode se tornar uma importante ferramenta para a conservação da biodiversidade de invertebrados mesmo na área urbana, podendo como consequência atrair predadores como as aves.

PALAVRAS-CHAVE: zona urbana; área verde; zona ripária; comunidade.

ABSTRACT

Urbanization is one of the current problems which global biodiversity is suffering. Its impacts may be loss of habitats and ecosystem services, fragmentation, biota homogenization and others. However, in urban areas there are green areas, which can be urban parks, backyards and gardens. These sites can act as reservoirs of native species in the city. Among insects, ants are a group widely used as bioindicators because of their wide geographical range and role in ecosystem services. The aim of this study was to verify, in an urban gradient, whether a reforested riparian zone will sustain greater species richness of ants than an adjacent non-reforested area (lawn). For six months, day and night collections of ants were carried out using sardine and honey baits in the soil. A total of 34 ant species were found, 17 occurred on the lawn and 33 in the reforested area. Ants richness was different among the sites, over the six months, with decrease in the dry periods of the year and between the periods of the day, with lower number of species at night. The differences in richness between sites are probably linked to environmental factors. The lawn is a homogeneous and exposed environment, with few resources while in the reforested area there is presence of trees in abundance, greater shading and accumulation of resources. Riparian zones are hot spots for maintaining biodiversity and are often the only green areas in cities. With the expansion of urbanization, reforestation of riparian zones can become an important tool for the conservation of invertebrate biodiversity even in urban areas.

KEY-WORDS: urban zone; riparian zone; green area; community.

INTRODUÇÃO

A urbanização constitui uma das principais ameaças atuais à biodiversidade (Aguilera et al., 2011), especialmente por tratar-se de um fenômeno de ocorrência global, que se amplificou intensamente no último século. Atualmente 55% da população mundial vive em áreas urbanas e até 2050 é previsto que esse número chegue a 68% (United Nations, 2018). No Brasil, já foi alcançado a marca de 86,6% da população vivendo em áreas urbanas (United Nations, 2018). Juntamente com o crescimento e aglomeração da população (Pickett & Cadenasso, 2006), a tendência é de que a abrangência das áreas urbanas também aumente devido à necessidade crescente de construções residenciais, comerciais e obras de infraestrutura como pavimentação e saneamento. Algumas das consequências da urbanização sobre a biodiversidade e os ecossistemas já são evidenciadas: 1) a perda de habitat e de serviços ecossistêmicos (He et al., 2014; Radford & James, 2013), 2) fragmentação dos ambientes naturais (Gibb & Hochuli, 2002), 3) homogeneização da biota e introdução de espécies exóticas (Holway & Suarez, 2005; McKinney, 2006), 4) mudanças na disponibilidade de recursos (Seto et al., 2012), 5) aumento da temperatura por meio de ilhas de calor (Yow, 2007) e, 6) aumento da intensidade da poluição (solo, ar e água) (Grimm et al., 2008).

Esses efeitos da urbanização dão origem a novos filtros e pressões seletivas que todos os organismos estarão submetidos, assim, supõe-se que novos padrões de distribuição das espécies e composição das comunidades surgirão (Grimm et al., 2008, Seto et al., 2012, Van Nuland & Whitlow, 2014). Como exemplo, podemos encontrar no ambiente urbano mudanças na riqueza, abundância e/ou diversidade funcional de comunidades de aves (Chace & Walsh, 2006, Aronson et al., 2014), artrópodes (Fortel et al., 2014, Van Nuland & Whitlow, 2014, Nagy et al., 2018), mamíferos (Villaseñor et al., 2014) e plantas (McKinney, 2008). Para os

artrópodes, podemos encontrar o declínio na diversidade da comunidade de zonas urbanas quando comparada a zonas rurais (Van Nuland & Whitlow, 2014), modificações nas interações ecológicas (Rocha & Fellowes, 2018), na morfologia (Weller & Ganzhorn, 2004), e na fisiologia (Angilletta et al., 2007). Por exemplo, nas formigas da espécie *Temnothorax curvispinosus* de áreas urbanas a tolerância ao calor é maior e ao frio menor quando comparadas às de áreas rurais (Diamond et al., 2016).

Dentro das paisagens urbanas existem as áreas verdes, que podem ser parques urbanos, zona ripárias, jardins, canteiros de ruas e terrenos baldios (Loboda & De Angeles, 2005). As áreas verdes têm demonstrado um importante papel na conservação da biodiversidade dentro do ambiente urbano (Threlfall et al., 2015, Threlfall et al., 2017), pois há aumento e diversificação de sítios de forrageamento e nidificação para diversas espécies animais (Melles et al., 2003), manutenção dos serviços ecossistêmicos (Bolund & Hunhammar, 1999; Tratalos et al., 2007) e redução na homogeneização da biota por funcionarem como reservatórios da biodiversidade (Sandstrom et al., 2006). Além disso, as áreas verdes também trazem benefícios para o bem-estar e saúde da população humana (Tzoulas et al., 2007, Aerts et al., 2018) por meio da redução do estresse e da taxa de mortalidade (Shanahan et al., 2015). Assim, as áreas verdes são importantes espaços para se manter e para se levar em conta no planejamento de expansão das cidades. Entre as áreas verdes, as zonas ripárias destacam-se pelo grande potencial de conservação, pois são Áreas de Preservação Permanente (APP) determinadas pelo Código Florestal Brasileiro (Lei 12.651/2012). Além disso, possuem impacto tanto na biodiversidade do meio terrestre quanto do aquático e podem funcionar como um grande corredor ecológico (Naiman & Décamps, 1997).

Os insetos são importantes não apenas pela sua diversidade, mas também pela sua abundância global (Gullan & Cranston, 2014), dentre eles, as formigas, família Formicidae, tem uma vasta distribuição geográfica (Hölldobler & Wilson, 1990), estando presente em

ambientes sob diferentes usos do solo (Andersen et al., 2002). São responsáveis por serviços ecossistêmicos como controle de pragas (Way & Khoo, 1992; Floren & Linsenmair, 2002), defesa contra herbivoria (Del-Claro et al., 1996; 2016), ciclagem de nutrientes (Souza-Souto et al., 2007) e até como dispersores de sementes (Dominguez-Haydar et al., 2011; Anjos et al. 2018). Formigas são amplamente utilizadas como bioindicadores por serem sensíveis a mudanças ambientais (Majer, 1983). O papel das formigas como bioindicadores pode ser aplicado em diversos cenários de mudança no uso do solo como agricultura (Dauber & Wolters, 2004), pastagem (Schnell et al., 2003), reflorestamento (Piper et al., 2009), áreas de mineração (Andersen et al., 2003) e urbanização (Buczowski & Richmond, 2012; Uno et al., 2010). Por essas características, tornam-se um bom grupo de estudo para avaliar os impactos de mudanças ambientais em diferentes contextos.

Na América Latina, ainda são insipientes os estudos com recuperação de áreas degradadas (Wortley et al., 2013), especialmente tratando-se de ambientes urbanos (Miyawaki, 1998) e/ou da recolonização por organismos nativos. Poucos são os estudos sobre a recuperação de margens de rios em ambientes urbanos (Standish et al., 2013) onde as formigas podem ser indicadores biológicos importantes na avaliação da qualidade ambiental.

Assim, o objetivo desse estudo foi verificar em um gradiente urbano se uma zona ripária reflorestada sustentará maior riqueza de espécies de formigas do que uma área adjacente não reflorestada. A hipótese central é de que na área reflorestada de forma homogênea e com diversidade vegetal, haverá um aumento significativo de biodiversidade, que será medida pela presença de formigas, consideradas como indicador biológico.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na Área de Proteção Permanente do Rio Uberabinha, que se encontra dentro do Praia Clube da cidade de Uberlândia, Minas Gerais (18°93'30" S, 48°29'22" O). O bioma da região em que está inserida é o Cerrado (Goodland & Ferri, 1979). Segundo a classificação de Köppen (1948), a pluviosidade média anual da região é de cerca de 1.500 mm com a estação chuvosa compreendendo o período de outubro a março e a estação seca os meses de abril a setembro.

O Praia Clube entidade civil, ocupa uma área de 301 mil m² às margens do Rio Uberabinha em Uberlândia, tendo sido criado há 83 anos como um clube de campo. Com o avanço da cidade, as margens do rio foram desmatadas e com as áreas adquiridas pelo clube progressivamente, este foi expandindo-se. No entanto, na margem direita do rio, acima do clube, se estabeleceu um curtume que desmatou totalmente as margens, deixando apenas um filete de vegetação de alguns metros (**Figura 1a**). Na margem esquerda (**Figura 1a**), o clube estabeleceu uma área de caminhadas com um gramado e cessou o desmatamento nas margens do rio. O clube adquiriu, em 2005, a área do antigo curtume e o demoliu. Em 2010, foi realizado o reflorestamento da APP. O Plano de Reflorestamento consistiu no plantio de 1.989 mudas de árvores (**Material Complementar – Tabela S01**) numa área de 23.866,46m², sendo 3.881,72 m² na margem direita e 19.984,74 m² na margem esquerda, mas nesse caso distante do rio, como se vê na foto (**Figura 1b**). As árvores plantadas foram compostas de espécies nativas e espécies com características relevantes como adaptabilidade, rápido crescimento, flores melíferas e produção de frutos. Antes do plantio, houve o combate a cupins e formigas na área afim de evitar danos às mudas.



FIGURA 1. Área de Proteção Permanente do Rio Uberabinha em Uberlândia, Minas Gerais. **A-** Antes (2007) e **B-** depois do reflorestamento iniciado em 2010 (2018), as setas amarelas indicam os locais reflorestados e linhas vermelhas os transectos de coleta.

As amostragens foram realizadas mensalmente na área reflorestada situada na margem direita (**Figura 1b**) e na área de gramado aberto na margem esquerda. Na área onde o reflorestamento não foi feito de forma homogênea devido à presença da pista de caminhadas com grande área de gramado aberto, há apenas o filete original de vegetação do rio, com algumas árvores introduzidas e a grama *Axonopus compressus sp.*, que é podada periodicamente (a cada 15 dias), permeada por algumas palmeiras.

COLETA DAS FORMIGAS

As coletas foram realizadas uma vez ao mês durante o período de seis meses (janeiro a junho/2018) e compreendiam tanto iscas diurnas (8h-14h) quanto noturnas (18h-22h). Para cada área, foram dispostos três transectos, com 10 iscas atrativas totalizando 30 iscas cada um. Assim, ao fim do estudo foram coletadas 720 iscas. Os transectos estavam distantes 10 metros entre si, os pontos amostrados também distavam 10 metros entre si, sendo então cada transecto de 1km de comprimento. As iscas eram compostas de sardinha enlatada e mel sobre um papel branco padrão, com 15cm de cada lado. As iscas permaneceram expostas por uma hora e após

esse tempo, as formigas presentes foram coletadas com o auxílio de uma pinça e um pincel, e foram armazenadas em álcool 70%.

Além das iscas do solo, na área do bosque reflorestado foram feitas iscas arbóreas atrativas em 30 árvores sorteadas dentre as existentes (10 árvores por transecto). Essas iscas arbóreas consistiram em potes plásticos contendo sardinha enlatada e mel, e foram amarradas nas árvores com arames para evitar quedas. Novamente, a retirada e armazenamento das formigas ocorreu após uma hora a partir da exposição das iscas. As iscas arbóreas de janeiro, março e abril não foram analisadas pois gatos domésticos (*Felis catus*) e saguis (*Callitrix jacchus*) consumiram algumas iscas.

A temperatura e umidade na hora da coleta em cada área foram mensurados utilizando um termohigrômetro colocado a altura do solo.

As formigas coletadas foram levadas ao laboratório para a identificação. A identificação foi realizada seguindo a chave presente no Guia para os gêneros de formigas do Brasil (Baccaro et al., 2015) e também foi utilizada a coleção de referência do Laboratório de Ecologia de Insetos Sociais da Universidade Federal de Uberlândia.

ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para verificar se houve diferença de temperatura e umidade entre as duas áreas foi utilizado um teste t de Student. Uma curva de acumulação de espécies foi feita para comparar a riqueza total de espécies entre as áreas. Para análises de diferença na riqueza de espécies por transecto entre áreas ao longo dos meses foi feito uma Anova de medidas repetidas, assim como também para a riqueza por transecto entre áreas e entre períodos do dia. Todas as análises foram feitas no software R (R Core Team, 2018). Para a curva de acumulação de espécies foi utilizado o pacote VEGAN. Para a realização das análises estatísticas, as iscas arbóreas não foram

incluídas, pois o esforço amostral entre os ambientes foi diferente. Tratou-se de uma amostragem qualitativa visto que a outra área não foi reflorestada.

RESULTADOS

Para as coletas de iscas do solo foram identificadas, ao total, 34 espécies de formigas pertencentes a 18 gêneros (**Tabela 1**). Na área de gramado foram encontradas 17 espécies. Já na área reflorestada foram encontradas 33 espécies, apenas uma espécie (*Carebara sp01*) não ocorreu no reflorestamento. Os gêneros mais frequentes no gramado foram *Pheidole* e *Solenopsis*, e no reflorestamento *Camponotus*, *Pheidole*, *Solenopsis*.

TABELA 01. Frequência das espécies de formigas coletadas em amostragens de solo em diferentes períodos (dia e noite) em área reflorestada e não reflorestada (Gramado) de um gradiente urbano em Uberlândia, MG.

Espécie	Área					
	Reflorestamento			Gramado		
	Diurno	Noturno	Total	Diurno	Noturno	Total
<i>Acromyrmex cf. crassispinus</i>	4	5	9	0	0	0
<i>Brachymyrmex sp.01</i>	2	2	4	0	0	0
<i>Camponotus blandus</i>	22	0	22	0	0	0
<i>Camponotus renggeri</i>	105	172	277	4	1	5
<i>Camponotus substitutus</i>	0	3	3	0	0	0
<i>Cardiocondyla emery</i>	15	0	15	6	0	6
<i>Carebara sp.01</i>	0	0	0	1	0	1
<i>Cephalotes pussilus</i>	1	0	1	0	0	0
<i>Crematogaster sp.01</i>	2	11	13	8	1	9
<i>Cyphomyrmex sp.01</i>	0	1	1	0	0	0
<i>Dorymyrmex brunneus</i>	27	7	34	14	0	14
<i>Dorymyrmex sp.04</i>	1	0	1	0	0	0
<i>Ectatomma brunneum</i>	3	1	4	21	8	29
<i>Ectatomma edentatum</i>	8	2	10	2	4	6
<i>Linepthema sp.01</i>	1	0	1	0	0	0
<i>Neoponera marginata</i>	0	1	1	0	1	1
<i>Pachycondyla sp.01</i>	4	6	10	0	0	0
<i>Pheidole gertrudae</i>	17	22	39	21	31	52
<i>Pheidole oxyops</i>	35	15	50	1	0	1
<i>Pheidole radoskwoskii</i>	31	41	72	54	36	90
<i>Pheidole sp.07</i>	22	16	38	0	3	3
<i>Pheidole sp.12</i>	6	3	9	1	0	1
<i>Pheidole sp.15</i>	2	1	3	0	0	0

<i>Pheidole</i> sp.20	1	1	2	1	1	2
<i>Pheidole</i> sp.21	1	2	3	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.29	1	0	1	0	0	0
<i>Pseudomyrmex termitarius</i>	1	0	1	0	0	0
<i>Solenopsis germinata</i>	15	3	18	48	26	74
<i>Solenopsis</i> sp.04	16	14	30	12	14	26
<i>Solenopsis</i> sp.05	1	1	2	14	1	15
<i>Tapinoma</i> sp.01	1	1	2	0	0	0
<i>Wasmannia. auropunctata</i>	16	21	37	0	0	0
Morfoespécie 04	3	0	3	0	0	0
Morfoespécie 06	0	1	1	0	0	0

Em relação ao período de ocorrência, no gramado cinco espécies mostraram-se exclusivamente diurnas (*Cardiocondyla emery*, *Carebara* sp.01, *Dorymyrmex brunneus*, *Pheidole oxyops* e *Pheidole* sp.12), duas exclusivamente noturnas (*Neoponera marginata* e *Pheidole* sp.07) e 10 ocorrendo em ambos os períodos. No reflorestamento encontramos quatro espécies exclusivamente noturnas (*Camponotus substitutus*, *Cyphomyrmex* sp01, *Neoponera marginata*, morfoespécie 06), oito diurnas e 21 em ambos os períodos. A riqueza de formigas foi diferente entre os locais ($F_{1,24}=118,78$, $p<0,001$) (**Figura 02**), com maior número de espécies no reflorestamento.

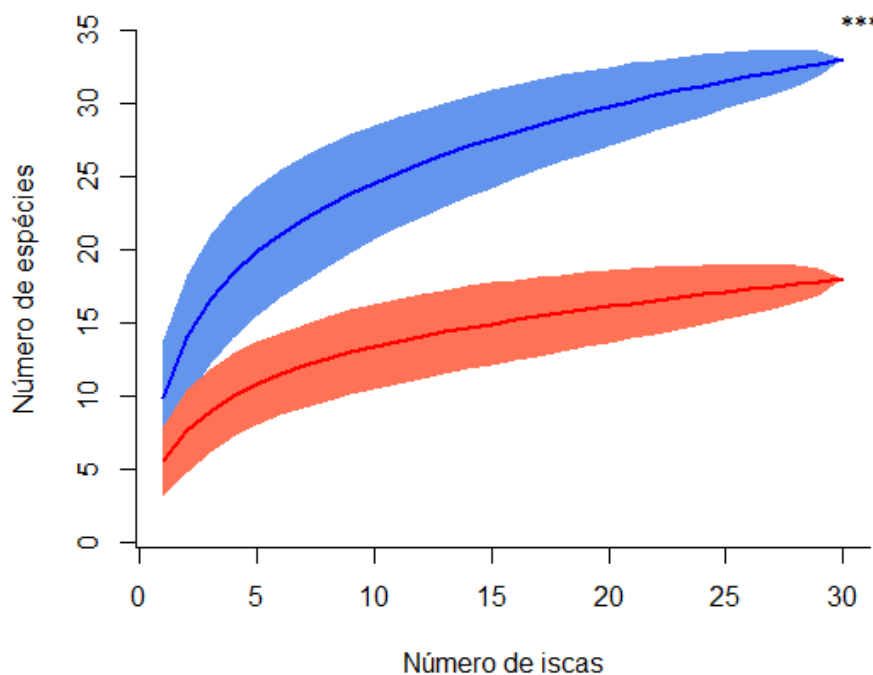


FIGURA 2. Curvas de acumulação da riqueza de formigas coletadas na área reflorestada (azul) e na área de gramado (vermelho), *** indica diferença estatística significativa ($P < 0.001$).

A riqueza de formigas por transecto foi diferente ao longo dos seis meses ($F_{5,59}=13,83$, $p=0,001$, **Figura 3**), com redução nos períodos secos do ano e também entre os períodos do dia, com menor número de espécies à noite ($F_{1,59}=10,63$, $p=0,001$, **Figura 4 e Tabela 1**).

Nas iscas arbóreas foram encontradas 13 espécies de formigas (**Tabela 2**), seis espécies coletadas em ambos os períodos, três exclusivamente noturnas e quatro diurnas. Não houve diferença estatística significativa na temperatura ($t=0,23$, $GL=21$, $p=0,81$) e na umidade ($t=0,22$, $GL=21$, $p=0,82$) entre os locais coletados.

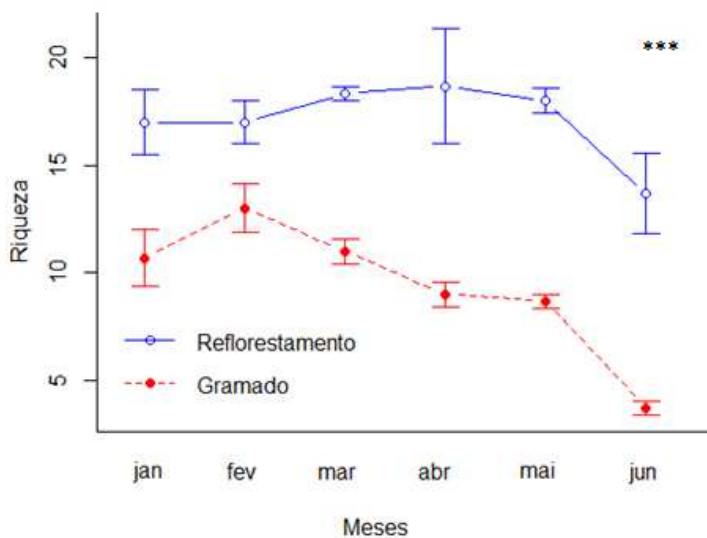


FIGURA 03. Riqueza de espécies de formigas ($X \pm DP$) por área ao longo de seis meses em ambas as áreas, reflorestamento (azul) e gramado (vermelho), *** indica diferença estatística significativa ($P < 0.001$).

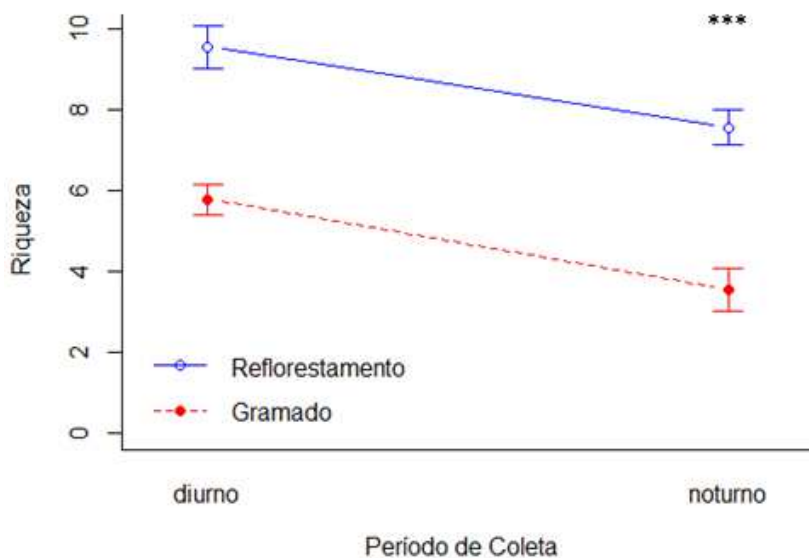


FIGURA 4. Riqueza de espécies de formigas ($X \pm DP$) por área nos dois períodos do dia em ambas as áreas, reflorestamento (azul) e gramado (vermelho), *** indica diferença estatística significativa ($P < 0.001$).

TABELA 2. Espécies de formigas coletadas no estrato arbóreo da área reflorestada nos diferentes períodos (diurno e noturno).

Espécie	Período	
	Diurno	Noturno
<i>Brachymyrmex sp01</i>	X	X
<i>Camponotus blandus</i>	X	-
<i>Camponotus renggeri</i>	X	X
<i>Camponotus substitutus</i>	-	X
<i>Cephalotes pussilus</i>	X	X
<i>Crematogaster sp01</i>	-	X
<i>Dolichoderus sp01</i>	X	X
<i>Dorymyrmex brunneus</i>	X	-
<i>Pheidole oxyops</i>	X	X
<i>Pseudomyrmex gracilis</i>	X	-
<i>Pseudomyrmex termitarius</i>	X	-
<i>Solenopsis sp04</i>	-	X
<i>Wasmannia auropunctata</i>	X	X

DISCUSSÃO

O reflorestamento mostrou maior diversidade de formigas na área de estudo, corroborando nossa hipótese principal. Como formigas são importantes indicadores biológicos de biodiversidade (Andersen & Majer, 2004), esse resultado atesta a eficácia do processo de reflorestamento com espécies vegetais nativas. Estudos clássicos em ecologia demonstram que o aumento na heterogeneidade da vegetação (Pianka, 1966; Roth, 1976; Rickfles, 1977), desencadeia uma série de fatores ambientais que tornam o ambiente mais estável, complexo e, portanto, mais rico em biodiversidade, ou seja, com maior qualidade ambiental (Tews et al., 2004).

As diferenças de riqueza de espécies de formigas que encontramos entre os locais está provavelmente ligada aos fatores ambientais contrastantes entre estes. O gramado é um ambiente homogêneo e exposto, característico de estágios iniciais de uma sucessão ecológica (Rickfles, 2008), com poucos recursos e muito sujeito às intempéries físicas do clima, o que se mantém ao longo do tempo dada a ação antrópica intencional de mantê-lo como área de passeio

aos associados do clube. O inverso ocorre na área reflorestada, em que a presença das árvores em abundância gera maior sombreamento, enquanto que seu calçamento bem definido faz com que esta seja pouco pisoteada. Ainda, ambas características fazem com que se acumule mais recursos (biomassa) e permite o estabelecimento de cadeias tróficas mais complexas (Tews et al., 2004), evidenciada pela significativamente maior diversidade de formigas. Com exceção do gênero *Ectatomma* que tem hábito predador (Delabie et al., 2015), embora também se alimente de néctar e exsudações animais (Del-Claro & Oliveira, 1999; Del-Claro et al., 2016), as outras espécies de formigas encontradas no gramado são generalistas (Hölldobler & Wilson, 1990). Além disso, os gêneros com maiores frequências, *Pheidole* e *Solenopsis*, são oportunistas e recrutadoras em massa (Baccaro et al., 2015), características que podem ajudar a explicar seu sucesso em ambos os ambientes. No reflorestamento, observou-se uma maior variedade de espécies com diferentes tipos de micro-habitat, horário de atividade e hábitos alimentares (Hölldobler & Wilson, 1990; Rosumek, 2017). Foram encontrados diversos gêneros arbóreos (*Camponotus*, *Cephalotes*, *Dolichoderus* e *Pseudomyrmex*), uma espécie cultivadora de fungo (*Acromyrmex*), espécies principalmente predadoras como *Ectatomma* e *Neoponera*, e várias espécies generalistas (Hölldobler & Wilson, 1990). Assim, foi corroborada nossa hipótese de que o ambiente reflorestado possui uma comunidade maior e mais variada do que o gramado.

A riqueza de espécies no gramado diminuiu drasticamente em maio e junho, os meses mais frios e secos do ano, especialmente nas coletas realizadas no período noturno. Apesar dessa redução também ter ocorrido na área reflorestada, ela não foi tão marcante como a evidenciada no gramado. No geral, a comunidade de formigas da área reflorestada é composta por mais espécies exclusivamente noturnas que a comunidade da área de gramado. É possível que a área reflorestada sustente mais espécies noturnas justamente pela menor variação termal que ocorre através do ano devido a sua maior cobertura vegetal, uma vez que a tolerância termal

mínima das espécies (temperatura mínima em que se perde coordenação muscular e/ou morte) pode ajudar a explicar os limites de suas áreas de ocorrência. Espécies de formigas em ilhas urbanas de calor, como *Temnothorax curvispinosus*, podem apresentar aumento na capacidade de tolerar o calor, porém diminuição na capacidade de tolerar o frio (Diamond et al., 2016). É possível que esse efeito seja mais forte em uma área urbana não reflorestada que em uma área reflorestada, favorecendo espécies ativas em períodos mais quentes do dia.

As previsões sugerem que dois terços das espécies de vertebrados sofrerão com a urbanização, especialmente nos países que além de possuírem altas taxas de expansão urbana, possuem baixa capacidade regulatória governamental e estabilidade política, sendo o Brasil um deles (Huang et al., 2018). Assim os esforços para a conservação e/ou restauração da biodiversidade devem sempre dialogar com boas políticas de regulamentação, fiscalização e planejamento urbano para obtenção de maior efetividade. As zonas ripárias são *hot-spots* para a manutenção da biodiversidade (Capon et al., 2013) e muitas vezes são as únicas áreas verdes nas cidades. Logo, em vista da expansão da urbanização e do aquecimento global, o reflorestamento das zonas ripárias, quando possível, pode se tornar uma importante ferramenta para a conservação da biodiversidade de invertebrados mesmo inserido na área urbana (Marczak et al., 2010; Seavy et al., 2009).

Concluimos que as ações de reflorestamento proporcionadas pelo Praia Clube de Uberlândia em ambiente ripário urbano, representam uma importante iniciativa de preservação da biodiversidade local, ampliando significativamente a diversidade alfa, aqui evidenciada pela maior comunidade de formigas em área reflorestada.

REFERÊNCIAS

AERTS, R., HONNAY, O., & VAN NIEUWENHUYSE, A. (2018) Biodiversity and human health: mechanisms and evidence of the positive health effects of diversity in nature and green spaces. *British medical bulletin*, 127(1), 5-22. <https://doi.org/10.1093/bmb/ldy021>

AGUILERA, F.; VALENZUELA, L.M.; BOTEQUILHA-LEITAO, A. (2011) Landscape metrics in the analysis of urban land use patterns: a case study in a Spanish metropolitan area. *Landscape and Urban Planning*, 99, 226-238. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.10.004>

ANDERSEN, A. N., HOFFMANN, B. D., MULLER, W. J., & GRIFFITHS, A. D. (2002). Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses. *Journal of Applied Ecology*, 39(1), 8-17. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00704.x>

ANDERSEN, A. N., HOFFMANN, B. D., & SOMES, J. (2003). Ants as indicators of minesite restoration: community recovery at one of eight rehabilitation sites in central Queensland. *Ecological Management & Restoration*, 4, S12-S19. <https://doi.org/10.1046/j.1442-8903.4.s.2.x>

ANDERSEN, A. N., & MAJER, J. D. (2004). Ants show the way Down Under: invertebrates as bioindicators in land management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(6), 291-298. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0292:ASTWDU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0292:ASTWDU]2.0.CO;2)

ANGILLETTA JR, M. J., WILSON, R. S., NIEHAUS, A. C., SEARS, M. W., NAVAS, C. A., & RIBEIRO, P. L. (2007). Urban physiology: city ants possess high heat tolerance. *PloS One*, 2(2), e258. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0000258>

ANJOS, D., DÁTILLO, W., & DEL-CLARO, K. (2018). Unmasking the architecture of ant-diaspore networks in the Brazilian Savanna. *PloS one*, 13(8), e0201117. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0201117>

ARONSON, M. F., LA SORTE, F. A., NILON, C. H., KATTI, M., GODDARD, M. A., LEPCZYK, C. A., ... & DOBBS, C. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proc. R. Soc. B*, 281(1780), 20133330. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330>

BACCARO, F. B., FEITOSA, R. M., FERNÁNDEZ, F., FERNANDES, I. O., IZZO, T. J., SOUZA, J. L., & SOLAR, R. (2015). Guia para os gêneros de formigas do Brasil. Manaus: Editora INPA, 388.

BOLUND, P., & HUNHAMMAR, S. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological economics*, 29(2), 293-301. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00013-0](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00013-0)

BUCZKOWSKI, G., & RICHMOND, D. S. (2012). The effect of urbanization on ant abundance and diversity: a temporal examination of factors affecting biodiversity. *PloS one*, 7(8), e41729. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0041729>

CAPON, S. J., CHAMBERS, L. E., MAC NALLY, R., NAIMAN, R. J., DAVIES, P., MARSHALL, N., ... & CATFORD, J. (2013). Riparian ecosystems in the 21st century: hotspots for climate change adaptation?. *Ecosystems*, 16(3), 359-381. <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9656-1>

CHACE, J. F., & WALSH, J. J. (2006). Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and urban planning*, 74(1), 46-69. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.08.007>

DAUBER, J., & WOLTERS, V. (2004). Edge effects on ant community structure and species richness in an agricultural landscape. *Biodiversity and Conservation*, 13(5), 901-915. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000014460.65462.2b>

DELABIE, J. H., FEITOSA, R. M., SERRÃO, J. E., MARIANO, C. D. S. F., & MAJER, J. D. (2015). As formigas poneromorfas do Brasil. *SciELO-Editus-Editora da UESC*. <https://doi.org/10.7476/9788574554419.0001>

DEL-CLARO, K., BERTO, V., & RÉU, W. (1996). Effect of herbivore deterrence by ants on the fruit set of an extrafloral nectary plant, *Qualea multiflora* (Vochysiaceae). *Journal of Tropical Ecology*, 12(6), 887-892. <https://doi.org/10.1017/S0266467400010142>

DEL-CLARO, K., & OLIVEIRA, P. S. (1999). Ant-Homoptera Interactions in a Neotropical Savanna: The Honeydew-Producing Treehopper, *Guayaquila xiphias* (Membracidae), and its

Associated Ant Fauna on *Didymopanax vinosum* (Araliaceae) 1. *Biotropica*, 31(1), 135-144. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00124.x>

DEL-CLARO, K., RICO-GRAY, V., TOREZAN-SILINGARDI, H. M., ALVES-SILVA, E., FAGUNDES, R., LANGE, D., ... & RODRIGUEZ-MORALES, D. (2016). Loss and gains in ant-plant interactions mediated by extrafloral nectar: fidelity, cheats, and lies. *Insectes Sociaux*, 63(2), 207-221. <https://doi.org/10.1007/s00040-016-0466-2>

DIAMOND, S. E., CHICK, L., PEREZ, A., STRICKLER, S. A., & MARTIN, R. A. (2017). Rapid evolution of ant thermal tolerance across an urban-rural temperature cline. *Biological Journal of the Linnean Society*, 121(2), 248-257. <https://doi.org/10.1093/biolinnean/blw047>

FLOREN, A., BIUN, A., & LINSENMAIR, E. K. (2002). Arboreal ants as key predators in tropical lowland rainforest trees. *Oecologia*, 131(1), 137-144. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-0874-z>

FORTEL, L., HENRY, M., GUILBAUD, L., GUIRAO, A. L., KUHLMANN, M., MOURET, H., ... & VAISSIÈRE, B. E. (2014). Decreasing abundance, increasing diversity and changing structure of the wild bee community (Hymenoptera: Anthophila) along an urbanization gradient. *PloS one*, 9(8), e104679. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0104679>

GIBB, H., & HOCHULI, D. F. (2002). Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages. *Biological Conservation*, 106(1), 91-100. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00232-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00232-4)

GOODLAND, R. J., & FERRI, M. G. (1979). *Ecologia do cerrado*. In *Ecologia do cerrado*. EDUSP/Itatiaia.

GRIMM, N. B., FAETH, S. H., GOLUBIEWSKI, N. E., REDMAN, C. L., WU, J., BAI, X., & BRIGGS, J. M. (2008). Global change and the ecology of cities. *science*, 319(5864), 756-760. <https://doi.org/10.1126/science.1150195>

GULLAN, P. J., & CRANSTON, P. S. (2014). *The insects: an outline of entomology*. John Wiley & Sons.

HE, C., LIU, Z., TIAN, J., & MA, Q. (2014). Urban expansion dynamics and natural habitat loss in China: a multiscale landscape perspective. *Global Change Biology*, 20(9), 2886-2902. <https://doi.org/10.1111/gcb.12553>

HÖLLDOBLER, B. & E. WILSON. (1990) *The Ants*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, USA. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-10306-7>

HOLWAY, D. A., & SUAREZ, A. V. (2006). Homogenization of ant communities in mediterranean California: the effects of urbanization and invasion. *Biological conservation*, 127(3), 319-326. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.05.016>

HUANG, C. W., MCDONALD, R. I., & SETO, K. C. (2018). The importance of land governance for biodiversity conservation in an era of global urban expansion. *Landscape and Urban Planning*, 173, 44-50. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.01.011>

KOPPEN, W. (1948). *Climatologia: com um estúdio de los climas de la terra*. México: Fondo de Cultura Econômica, 478p.

LOBODA, C. R., & DE ANGELIS, B. L. D. (2005). Áreas verdes públicas urbanas: conceitos, usos e funções. *Ambiência*, 1(1), 125-139.

MAJER, J. D. (1983). Ants: Bio-indicators of minesite rehabilitation, land-use, and land conservation. *Environmental Management*, 7(4), 375-383. <https://doi.org/10.1007/BF01866920>

MARCZAK, L. B., SAKAMAKI, T., TURVEY, S. L., DEGUISE, I., WOOD, S. L., & RICHARDSON, J. S. (2010). Are forested buffers an effective conservation strategy for riparian fauna? An assessment using meta-analysis. *Ecological Applications*, 20(1), 126-134. <https://doi.org/10.1890/08-2064.1>

MCKINNEY, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological conservation*, 127(3), 247-260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>

MCKINNEY, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban ecosystems*, 11(2), 161-176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>

MELLES, S., GLENN, S., & MARTIN, K. (2003). Urban Bird Diversity and Landscape Complexity: Species-environment Associations Along a Multiscale Habitat Gradient. *Conservation Ecology*, 7(1). <https://doi.org/10.5751/ES-00478-070105>

MIYAWAKI, A. (1998). Restoration of urban green environments based on the theories of vegetation ecology1. *Ecological Engineering*, 11(1-4), 157-165. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(98\)00033-0](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(98)00033-0)

NAGY, D. D., MAGURA, T., HORVÁTH, R., DEBNÁR, Z., & TÓTHMÉRÉSZ, B. (2018). Arthropod assemblages and functional responses along an urbanization gradient: A trait-based multi-taxa approach. *Urban Forestry & Urban Greening*, 30, 157-168. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.01.002>

NAIMAN, R. J., & DÉCAMPS, H. (1997). The ecology of interfaces: Riparian Zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28(1), 621-658. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>

PIANKA, E. R. (1966). Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *The American Naturalist*, 100(910), 33-46. <https://doi.org/10.1086/282398>

PICKETT, S.T.A.; CADENASSO, M.L. (2006) Advancing urban ecological studies: frameworks, concepts, and results from the Baltimore ecosystem study. *Austral Ecology*, 31, 114 -125. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01586.x>

PIPER, S. D., CATTERALL, C. P., KANOWSKI, J. J., & PROCTOR, H. C. (2009). Biodiversity recovery during rainforest reforestation as indicated by rapid assessment of epigaeic ants in tropical and subtropical Australia. *Austral ecology*, 34(4), 422-434. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2009.01943.x>

R CORE TEAM (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

RADFORD, K. G., & JAMES, P. (2013). Changes in the value of ecosystem services along a rural-urban gradient: A case study of Greater Manchester, UK. *Landscape and Urban Planning*, 109(1), 117-127. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.10.007>

RICKLEFS, R. E. (1977). Environmental heterogeneity and plant species diversity: a hypothesis. *The American Naturalist*, 111(978), 376-381. <https://doi.org/10.1086/283169>

RICKLEFS, R. E. (2008). *The economy of nature*, Macmillan.

ROSUMEK, F. B. (2017). Natural History of Ants: What We (do not) Know about Trophic and Temporal Niches of Neotropical Species. *Sociobiology*, 64(3), 244-255. <https://doi.org/10.13102/sociobiology.v64i3.1623>

ROTH, R. R. (1976). Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology*, 57(4), 773-782. <https://doi.org/10.2307/1936190>

SANDSTRÖM, U. G., ANGELSTAM, P., & MIKUSIŃSKI, G. (2006). Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and Urban Planning*, 77(1-2), 39-53. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.01.004>

SCHNELL, M. R., PIK, A. J., & DANGERFIELD, J. M. (2003). Ant community succession within eucalypt plantations on used pasture and implications for taxonomic sufficiency in biomonitoring. *Austral Ecology*, 28(5), 553-565. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2003.01312.x>

SEAVY, N. E., GARDALI, T., GOLET, G. H., GRIGGS, F. T., HOWELL, C. A., KELSEY, R., ... & WEIGAND, J. F. (2009). Why climate change makes riparian restoration more important than ever: recommendations for practice and research. *Ecological Restoration*, 27(3), 330-338. <https://doi.org/10.3368/er.27.3.330>

SETO, K. C., GÜNERALP, B., & HUTYRA, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(40), 16083-16088. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>

SHANAHAN D.F., FULLER R.A., BUSH R., LIN B.B., GASTON K.J. (2015) The Health Benefits of Urban Nature: How Much Do We Need? *BioScience*, 65, 476-485. <https://doi.org/10.1093/biosci/biv032>

SOUZA-SOUTO,L., SCHOEREDER, J.H. AND SCHAEFER, C.H.G.R. (2007). Leaf-cutting ants, seasonal burning and nutrient distribution in Cerrado vegetation. *Austral Ecology*, 32, 758-765. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2007.01756.x>

STANDISH, R. J., HOBBS, R. J., & MILLER, J. R. (2013). Improving city life: options for ecological restoration in urban landscapes and how these might influence interactions between people and nature. *Landscape ecology*, 28(6), 1213-1221. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9752-1>

TEWS, J., BROSE, U., GRIMM, V., TIELBÖRGER, K., WICHMANN, M. C., SCHWAGER, M., & JELTSCH, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of biogeography*, 31(1), 79-92. <https://doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x>

THRELFALL, C. G., WALKER, K., WILLIAMS, N. S., HAHS, A. K., MATA, L., STORK, N., & LIVESLEY, S. J. (2015). The conservation value of urban green space habitats for Australian native bee communities. *Biological Conservation*, 187, 240-248. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.05.003>

THRELFALL, C. G., MATA, L., MACKIE, J. A., HAHS, A. K., STORK, N. E., WILLIAMS, N. S. G., & LIVESLEY, S. J. (2017). Increasing biodiversity in urban green spaces through simple vegetation interventions. *Journal of Applied Ecology*, 54(6), 1874-1883. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12876>

TRATALOS, J., FULLER, R. A., WARREN, P. H., DAVIES, R. G., & GASTON, K. J. (2007). Urban form, biodiversity potential and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning*, 83(4), 308-317. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.05.003>

TZOULAS, K., KORPELA, K., VENN, S., YLI-PELKONEN, V., KAŹMIERCZAK, A., NIEMELA, J., & JAMES, P. (2007). Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning*, 81(3), 167-178. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.001>

UNITED NATIONS (2018). The 2018 Revision of World Urbanization Prospects. UN - DESA Population Division. Acesso em 25 de outubro de 2018 em: <<https://population.un.org/wup/>>

UNO, S., COTTON, J., & PHILPOTT, S. M. (2010). Diversity, abundance, and species composition of ants in urban green spaces. *Urban Ecosystems*, 13(4), 425-441. <https://doi.org/10.1007/s11252-010-0136-5>

VAN NULAND, M. E., & WHITLOW, W. L. (2014). Temporal effects on biodiversity and composition of arthropod communities along an urban-rural gradient. *Urban ecosystems*, 17(4), 1047-1060. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0358-z>

VILLASEÑOR, N. R., DRISCOLL, D. A., ESCOBAR, M. A., GIBBONS, P., & LINDENMAYER, D. B. (2014). Urbanization impacts on mammals across urban-forest edges and a predictive model of edge effects. *PloS One*, 9(5), e97036. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097036>

WAY, M. J., & KHOO, K. C. (1992). Role of Ants in Pest Management. *Annual Review of Entomology*, 37(1), 479-503. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.37.010192.002403>

WELLER, B., & GANZHORN, J. U. (2004). Carabid beetle community composition, body size, and fluctuating asymmetry along an urban-rural gradient. *Basic and Applied Ecology*, 5(2), 193-201. <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00220>

WORTLEY, L., HERO, J. M., & HOWES, M. (2013). Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restoration Ecology*, 21(5), 537-543. <https://doi.org/10.1111/rec.12028>

YOW, D. M. (2007). Urban heat islands: observations, impacts, and adaptation. *Geography Compass*, 1(6), 1227-1251. <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2007.00063.x>

Material Complementar

Tabela S01. Lista de espécies vegetais plantadas na Área de Preservação Permanente no Praia Clube em Uberlândia – MG.

Espécies	Nome popular	Nome científico
1	Açoita-cavalo	<i>Luehea divaricata</i>
2	Amora	<i>Morus nigra</i>
3	Angico	<i>Anadenanthera macrocarpa</i>
4	Aroeira-mansa	<i>Schinus terebinthifolia</i>
5	Bacuri	<i>Attalea phalerata</i>
6	Bálsamo	<i>Pterogyne nitens</i>
7	Barbatimão	<i>Stryphnodendron adstringens</i>
8	Barú	<i>Dipteryx alata</i>
9	Buriti	<i>Mauritia flexuosa</i>
10	Calabura	<i>Muntingia calabura</i>
11	Cagaiteira	<i>Eugenia dysenterica</i>
12	Cajá-mirim	<i>Spondias mombin</i>
13	Cajueiro	<i>Anacardium occidentale</i>
14	Candiúba	<i>Trema micrantha</i>
15	Capixingui	<i>Croton floribundus</i>
16	Caroba	<i>Jacaranda cuspidifolia</i>
17	Cassia chuva de ouro	<i>Cassia fistula</i>
18	Cedro	<i>Cedrela fissilis</i>
19	Farinha seca, Camisa fina	<i>Albizia niopoides</i>
20	Figueira	<i>Ficus guaranitica</i>
21	Goiabeira	<i>Psidium guajava</i>
22	Gonçalo Alves, Guaritá	<i>Astronium graveolens</i>
23	Guapeva	<i>Pouteria torta</i>
24	Guatambu	<i>Aspidosperma macrocarpon</i>
25	Imbaúba	<i>Cecropia pachystachya</i>
26	Imburana	<i>Amburana cearensis</i>
27	Ingá	<i>Inga vera</i>
28	Ingá-de-metro	<i>Inga edulis</i>
29	Ipê Caraíba	<i>Tabebuia aurea</i>
30	Ipê amarelo	<i>Tabebuia serratifolia</i>
31	Ipê branco	<i>Tabebuia roseoalba</i>
32	Ipê rosa	<i>Tabebuia impetiginosa</i>
33	Ipê roxo	<i>Tabebuia avellanadae</i>
34	Ipê verde	<i>Cybistax antisiphilitica</i>
35	Jacarandá canzil	<i>Sclerolobium paniculatum</i>
36	Jatobá	<i>Hymenaea courbaril</i>
37	Jenipapo	<i>Genipa americana</i>
38	Jequitibá-rosa	<i>Cariniana legalis</i>
39	Jerivá	<i>Syagrus romanzoffianum</i>
40	Mangaba	<i>Hancornia speciosa</i>
41	Mangue, landim	<i>Calophyllum brasiliensis</i>
42	Maria Pobre	<i>Dilodendron bipinnatum</i>

43	Mogno	<i>Swietenia macrophylla</i>
44	Monjoleiro, paricá-branco	<i>Senegalia polyphylla</i>
45	Murici	<i>Byrsonima crassifolia</i>
46	Pau-jacaré, monjoleiro	<i>Piptadenia gonoacantha</i>
47	Mulungu, suinã	<i>Erythrina falcata</i>
48	Mulungu-do-litoral, eritrina-candelabro	<i>Erythrina speciosa</i>
49	Mutambo	<i>Guazuma ulmifolia</i>
50	Óleo de copaíba	<i>Copaifera officinalis</i>
51	Paineira-branca	<i>Ceiba speciosa</i>
52	Pau-pombo	<i>Tapirira guianensis</i>
53	Peroba-branca, guatambu-de-sapo	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>
54	Sabão-de-macaco	<i>Sapindus saponaria</i>
55	Sabugueiro-da-mata, tingui	<i>Dictyoloma vandellianum</i>
56	Sangra-d'água	<i>Croton urucurana</i>
57	Sapucaia	<i>Lecythis pisonis</i>
58	Sombreiro	<i>Clitoria fairchildiana</i>
59	Tamarindo	<i>Tamarindus indica</i>
60	Tamboril	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>
61	Tento, olho-de-cabra	<i>Ormosia arborea</i>
