



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA:
TEORIA, APLICAÇÃO E VALORES

**CONTRIBUIÇÕES DAS ÁREAS VERDES URBANAS PARA A
CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE: ESTUDOS DE CASOS NA CIDADE
DE SALVADOR**

Tércio da Silva Melo

SALVADOR

2021

TÉRCIO DA SILVA MELO

**CONTRIBUIÇÕES DAS ÁREAS VERDES URBANAS PARA A
CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE: ESTUDOS DE CASOS NA CIDADE
DE SALVADOR**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia: Teoria, Aplicação e Valores da Universidade Federal da Bahia como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Doutora em Ecologia.

Orientadores:

Dr. Jacques Delabie
Universidade Estadual de Santa Cruz
Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira

Dr. Maurice Leponce
Royal Belgian Institute of Natural Sciences

SALVADOR

2021

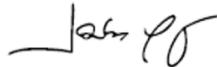
COMISSÃO EXAMINADORA



Dr. Jacques Delabie
Universidade Estadual de Santa Cruz
Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira
(Membro - orientador)



Dr. Maurice Leponce
Royal Belgian Institute of Natural Sciences
(Membro – orientador)



Dr. Jarbas Marcal de Queiroz
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
(Membro – avaliador externo)



Dr. Gabriela Castaño Meneses
Universidad Nacional Autónoma de México
(Membro – avaliador externo)



Dra. Favízia Freitas de Oliveira
Universidade Federal da Bahia
(Membro – avaliador interno)



Dr. Pavel Dodonov
Universidade Federal da Bahia
(Membro – avaliador interno)

Melo, Tércio da Silva.

Contribuições das áreas verdes urbanas para a conservação da biodiversidade: estudos de casos na cidade de Salvador / Tércio da Silva Melo. – 2021.

177 f.: il.

Orientador: Prof. Dr. Jacques Hubert Charles Delabie.

Orientadora: Profa. Dra. Maurice Leponce.

Tese (doutorado) - Universidade Federal da Bahia, Instituto de Biologia, Salvador, 2021.

1. Ecologia urbana (Biologia). 2. Urbanização - Aspectos ambientais. 3. Planejamento urbano - Aspectos ambientais. 4. Biodiversidade - Conservação. 5. Formigas - Salvador (BA). I. Delabie, Jacques Hubert Charles. II. Leponce, Maurice. III. Universidade Federal da Bahia. Instituto de Biologia. IV. Título.

CDD - 595.796098142

CDU - 504.75:595.796(813.8)

“Não sei onde eu tô indo, Mas sei que eu to no meu caminho”
(No Fundo do Quintal da Escola - Raul Seixas)

DEDICATÓRIA

*Dedico a toda minha família,
em especial minha esposa e filho,
por todo apoio, alegria e amor durante esta caminhada.
Amo vocês!*

AGRADECIMENTOS

A Jacques Delabie e Maurice Leponce por todo esforço e confiança depositado em mim, além de todo conhecimento e ensinamentos transmitido durante o doutorado.

À Universidade Federal da Bahia (UFBA), Programa de Pós-Graduação em Ecologia: Teoria, Aplicação e Valores, Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Centro de Ecologia e Conservação Animal (ECO/UCSal) por todo apoio acadêmico e financeiro.

A Alessandra Andrade, André Leite, Ayumi Ogasawara, Bianca Caitano, Elmo Koch, Felipe Gondim, João Mota, Luciano Pataro, Magno Travassos, Marcelo Peres, Nathália Diniz, colegas de doutorado e do Laboratório de Mirmecologia (CEPEC/CEPLAC) pelo apoio e parceria durante toda esta caminhada.

Ao Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO/ICMbio) e Diretoria de Unidades de Conservação (DIRUC/INEMA) pelas autorizações concedidas para coleta de material biológico.

Aos componentes da Comissão Julgadora pelas contribuições significativas ao trabalho.

A Caroline Freitas e Pedro Melo pelo amor, alegria e companheirismo.

Aos meus pais, pelo exemplo de vida e amor incondicional.

Aos meus irmãos, por estarem sempre ao meu lado.

A Deus, pelo dom da vida.

TEXTO DE DIVULGAÇÃO

CONTRIBUIÇÕES DAS ÁREAS VERDES URBANAS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE: ESTUDOS DE CASOS NA CIDADE DE SALVADOR

Tércio da Silva Melo

Utilizando a cidade de Salvador como modelo de estudo, discutimos nesta tese a importância das áreas verdes urbanas para a conservação da biodiversidade, em especial, testando como características da paisagem e dos habitats podem influenciar a distribuição das espécies de formigas no ambiente urbano. No primeiro capítulo, é feita uma discussão teórica a respeito da importância do planejamento do uso e ocupação dos solos urbanos brasileiros. Através do zoneamento ecológico-econômico das cidades, trazemos a importância da conservação de áreas verdes nas cidades e a necessidade de integração entre gestores, políticos e cientistas na formulação e melhoria de leis mais protetivas ao meio ambiente. No segundo capítulo, foi realizado um levantamento bibliográfico sobre ecologia e conservação da mirmecofauna, destacando a importância das áreas verdes na conservação das espécies e como a cidade influencia a distribuição das formigas no ambiente urbano brasileiro. No restante da tese (terceiro, quarto, quinto e sexto capítulos), trabalhou-se com dados empíricos, através da amostragem de formigas em 62 pontos amostrais (diferentes áreas verdes), espalhados pela cidade de Salvador, Bahia, Brasil. Em cada ponto amostral, a mirmecofauna foi coletada através dos métodos do Extrator Winkler (solo) e o Baitline (vegetação arbórea), onde também foram registradas variáveis ambientais. No terceiro capítulo, com base em dados primários e secundários, fizemos uma atualização no inventário da mirmecofauna de áreas verdes de Salvador, elevando para 198 espécies o registro de formigas na cidade. No quarto capítulo, testamos a diferença na riqueza e composição da mirmecofauna de solo, entre quatro diferentes áreas verdes (canteiro, fragmento florestal, praça e terreno baldio). Ainda, avaliamos a influência da proporção de áreas verdes na paisagem, da riqueza de formigas exóticas, disponibilidade de recurso para nidificação e de resíduos sólidos sobre a riqueza de formigas nativas. No quinto capítulo, investigamos como a mirmecofauna de vegetação se distribui ao longo das árvores, se o tipo de área verde e a taxa de urbanização influenciam na riqueza e composição das formigas. Também, avaliamos se características das plantas amostradas (altura da planta, circunferência a altura do peito - CAP, forma do

tronco e textura da casca) influenciam a riqueza de formigas e a beta-diversidade. No sexto capítulo, em face à dificuldade na identificação de espécies de formigas, abordamos o conceito no uso de modelos substitutos da diversidade (utilização diferentes resoluções taxonômicas), para avaliar viabilidade no uso de substitutos de diversidade taxonômica de formigas em resposta a urbanização. Por fim, a tese traz contribuições que irão auxiliar no desenvolvimento do conhecimento sobre processo de urbanização brasileiro, ecologia de formigas e conservação de áreas verdes, permitindo melhorias na gestão ambiental das cidades do Brasil.

RESUMO

No Brasil, as áreas verdes são negligenciadas do ponto de vista ambiental, estando a relevância desses locais geralmente relacionadas aos interesses econômicos e sociais. Contudo, este tipo de habitat tem demonstrado grande valor na conservação da biodiversidade nas cidades. Assim, o objetivo desta tese é de discutir a importância das áreas verdes urbanas na conservação e como as características desse habitat podem influenciar a biodiversidade, utilizando a cidade de Salvador e a mirmecofauna como modelos de estudo. No meio urbano brasileiro, as formigas já foram amostradas em diferentes tipos de habitats (incluindo ambientes construídos), contudo a maior parte dos estudos foram realizados em áreas verdes, apontando esse tipo de ambiente como importante para manutenção da fauna nativa. Dentre as cidades brasileiras, atualmente Salvador é o município com maior riqueza conhecida de formigas para o país, com 198 espécies. Em especial, a mirmecofauna de solo sofre influência positiva da proporção de áreas verdes na paisagem urbana, padrão não apresentado pelas espécies arborícolas. Contudo foi observado que as formigas arbóreas responderam à influência da estratificação vertical (altura das árvores) nas áreas verdes, enquanto as espécies de solo responderam à disponibilidade de locais de nidificação nesses ambientes. Com base nos resultados obtidos neste estudo, além de ser considerada boa indicadora das condições ambientais locais, quando identificadas ao nível de espécie, a mirmecofauna também apresentou respostas ecológicas à urbanização quando identificada a níveis taxonômicos superiores, permitindo que estudos sejam realizados de modo a gerar economia monetária e de tempo. Assim, os resultados obtidos demonstram que a mirmecofauna constitui um bom modelo biológico, para estudos que visam avaliar o efeito da urbanização na biodiversidade. Por fim, o conjunto de informações apresentadas nesta tese contribui com o conhecimento sobre a relevância das áreas verdes para a conservação ambiental, onde destacamos como conhecimentos sobre ecologia pode auxiliar na gestão e formulação de leis que promovam o equilíbrio entre o interesse econômico, social e ambiental nas cidades.

Palavras-chave: Formicinae; Gradiente de urbanização; Zoneamento ambiental; Gestão ambiental; Planejamento urbano; Árvore; Galho; Resíduos Sólidos; Taxa indicador; ‘Resolução intermediária’; Fragmento florestal

ABSTRACT

In Brazil, green areas are neglected from an environmental point of view, the relevance of these places being generally related to economic and social interests. However, this type of habitat has shown great value in the conservation of biodiversity in cities. Thus, the aim of this thesis is to discuss the importance of urban green areas for conservation and how these habitats characteristics can influence biodiversity, using the city of Salvador and ant fauna as study models. In the Brazilian urban environment, ants have already been sampled in different types of habitats (including built environments), however most studies have been carried out in green areas, pointing out that this type of environment is important for maintaining native fauna. Among Brazilian cities, Salvador is the municipality with the greatest known richness of ants for the country, with 198 species. Particularly, the soil ant fauna was positively influenced by the proportion of green areas in the urban landscape, a pattern not shown by tree species. However, tree ants responded to the influence of vertical stratification (tree height) in green areas, while soil species responded to the availability of nesting sites in these environments. Based on the results obtained in this study, besides being considered a good indicator of environmental conditions, when identified at the species level, the ant fauna also presented ecological responses to urbanization when identified at higher taxonomic levels, allowing studies to be carried out in order to save money and time. Thus, the ant fauna proves to be a good biological model, for studies that aim to evaluate the effect of urbanization on biodiversity. Finally, the set of information presented in this thesis contributes to the knowledge about the relevance of green areas for environmental conservation, where we highlight how knowledge about ecology can assist in the management and formulation of laws that promote the balance between economic, social and in cities.

Keywords: Formicinae; Urbanization gradient; Environmental zoning; Environmental management; Urban planning; Tree; Twig; Solid Waste; Taxa indicator; 'Intermediate resolution'; Forest fragment

SUMÁRIO

LISTA DE IMAGENS	XIII
LISTA DE TABELAS	XV
INTRODUÇÃO GERAL	16
CAPÍTULO I - Combining ecological knowledge with Brazilian urban zoning planning		
Abstract	20
Resumo	21
Introduction	22
Public policies related to EEZ	23
Brazilian and international urban zoning	25
The ecology in zoning	27
Landscape ecology in urban planning	28
Urban ecology in cities management	32
Conclusion	34
Acknowledgements	35
Reference	36
CAPÍTULO II - Ecologia e conservação da biodiversidade de formigas urbanas		
Resumo	49
Introdução	51
Ecologia e conservação de formigas em cidades brasileiras	52
Conclusão	60
Agradecimento	60
Referência	60
CAPÍTULO III – Ants (Hymenoptera: Formicidae) in different green areas in the metropolitan region of Salvador, Bahia state, Brazil		
Scientific Note	71
Acknowledgments	80
References	80
CAPÍTULO IV – Influência da taxa de áreas verde, local de nidificação e espécies exóticas sobre as formigas nativas em ambiente urbano		
Resumo	83
Introdução	84
Materiais e Métodos	86
Resultado	91
Discussão	97
Referências	103
Material Suplementar	110

CAPÍTULO V – Influência do gradiente de urbanização sobre a estratificação vertical de formigas arborícolas em áreas verdes	
Resumo	113
Introdução	114
Materiais e Métodos	115
Resultado	122
Discussão	133
Referências	139
CAPÍTULO VI – Avaliação do uso de diferentes resoluções taxonômicas como substitutos da diversidade de formigas em ambiente urbanizado	
Resumo	148
Introdução	149
Materiais e Métodos	151
Resultado	157
Discussão	163
Referências	166
CONCLUSÃO GERAL	172
REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA	174

LISTA DE IMAGENS

CAPÍTULO I - Combining ecological knowledge with Brazilian urban zoning planning	
Figure 1	Conceptual framework of how Brazilian urban zoning can be managed by different actors 33
CAPÍTULO II - Ecologia e conservação da biodiversidade de formigas urbanas	
Figura 1	Comparação da riqueza de formigas em cidades brasileiras em habitat classificados como áreas verdes e outros tipos 54
Figura 2	Comparação da riqueza de formigas em áreas urbanas por subfamília 56
CAPÍTULO III – Ants (Hymenoptera: Formicidae) in different green areas in the metropolitan region of Salvador, Bahia state, Brazil	
Figure 1	Rarefaction curve (dotted line) comparing the ant richness of different green areas studied in Salvador, Bahia, Brazil 78
Figure 2	Distribution of the ant assemblages found in different green areas in Salvador, Bahia, Brazil 79
Figure 3	Comparison of the ant assemblages found in different green areas in Salvador, Bahia, Brazil, through a similarity dendrogram 79
CAPÍTULO IV – Influência da taxa de áreas verde, local de nidificação e espécies exóticas sobre as formigas nativas em ambiente urbano	
Figura 1	Localização de cidade de Salvador (Bahia-Brasil) com evidência dos 62 pontos amostrados 87
Figura 2	Metodologia da coleta de dados 88
Figura 3	Curva de rarefação da riqueza de formigas em quatro tipos de áreas verdes de Salvador (Bahia-Brasil) 95
Figura 4	Relação da riqueza de formigas e variáveis ambientais em Salvador (Bahia-Brasil) 96
Figura 5	Associação da mirmecofauna à resíduo de concreto em canteiro central (PA25) de Salvador (Bahia-Brasil), com colônia estabelecida entre o solo e resíduo 100
CAPÍTULO V – Influência do gradiente de urbanização sobre a estratificação vertical de formigas arborícolas em áreas verdes	
Figura 1	Localização de cidade de Salvador (Bahia-Brasil) com evidência dos 62 pontos amostrados 118
Figura 2	Exemplos de amostragens no campo 119
Figura 3	Curvas de rarefação das assembleias de formigas em quatro tipos de áreas verdes de Salvador (Bahia-Brasil) 131
Figura 4	Relação entre características da diversidade de formigas e variáveis ambientais em Salvador (Bahia-Brasil) 131
Figura 5	Caracterização por NMDS da assembleia de formigas em diferentes alturas nas plantas das áreas verdes de Salvador (Bahia-Brasil) (71,2% de explicação dois eixos / stress: 0,2555) 132
Figura 6	Exemplo de árvore (não coletada) situada no fragmento florestal do ponto amostral 57, com presença de grande ninho de formiga e que após o levantamento de dado, sofreu um poda em dois grandes ramos 135

CAPÍTULO VI – Avaliação do uso de diferentes resoluções taxonômicas como substitutos da diversidade de formigas em ambiente urbanizado		
Figure 1	Localização de cidade de Salvador (Bahia-Brasil) com evidência dos 62 pontos amostrados	153
Figure 2	Regressões lineares comparando a riqueza de espécies/morfoespécies de formigas e a riqueza para os quatro potenciais níveis de ‘resoluções substitutas’	161
Figure 3	Relações entre riqueza de espécies de formigas (A), gêneros (B), taxa indicadores (C) e número de ‘resolução intermediária’ (D) de acordo com as classes de quantidade de áreas verdes para as 62 paisagens estudadas	162

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I - Combining ecological knowledge with Brazilian urban zoning planning	
Table 1	List of Master Plans of Brazilian capitals 24
Table 2	Literature on urban zoning with contribution of landscape ecology methods for city planning 29
CAPÍTULO III – Ants (Hymenoptera: Formicidae) in different green areas in the metropolitan region of Salvador, Bahia state, Brazil	
Table 1	Description of green areas sampled and sampling effort in the city of Salvador, Bahia, Brazil 75
Table 2	List of ant species collected in the city of Salvador, Bahia, Brazil, between April and June of 2019 76
CAPÍTULO IV – Influência da taxa de áreas verde, local de nidificação e espécies exóticas sobre as formigas nativas em ambiente urbano	
Tabela 1	Caracterização dos ambientes coletados, esforço amostral e riqueza estimada de formigas em Salvador (Bahia-Brasil) 88
Tabela 2	Lista de espécies coletadas nas diferentes áreas verdes de Salvador (Bahia-Brasil) 92
Tabela 3	Riqueza de espécies nativas, raras e exóticas por Ponto Amostral e categoria de ambientes em Salvador (Bahia-Brasil) 110
CAPÍTULO V – Influência do gradiente de urbanização sobre a estratificação vertical de formigas arborícolas em áreas verdes	
Tabela 1	Caracterização dos ambientes coletados, esforço amostral e riqueza estimada de formigas em Salvador (Bahia-Brasil) 117
Tabela 2	Lista de espécies coletadas nas diferentes áreas verdes de Salvador (Bahia-Brasil-2019) 124
Tabela 3	Tipo de habitat, características das árvores amostradas e riqueza de formigas e β - diversidade por planta em diferentes áreas verdes de Salvador (Bahia-Brasil), amostradas de abril a junho de 2019 128
CAPÍTULO VI – Avaliação do uso de diferentes resoluções taxonômicas como substitutos da diversidade de formigas em ambiente urbanizado	
Tabela 1	Caracterização dos ambientes coletados, esforço amostral e riqueza estimada de formigas em Salvador (Bahia-Brasil) 154
Tabela 2	Lista das espécies de formigas coletadas nos 62 Pontos Amostrais de Salvador (Bahia-Brasil) 158

INTRODUÇÃO GERAL

As cidades são uma das maiores causas de degradação do ambiente natural, sendo o surgimento e crescimento dos centros urbanos, um campo de preocupação para conservacionistas (Shochat et al, 2006). O processo de urbanização e gestão das cidades atualmente é um desafio para o crescimento sustentável, para as novas gerações de pessoas, sendo necessário compreender de forma interdisciplinar e multidisciplinar (Collins et al, 2000; McPhearson et al, 2016) os problemas ambientais gerados pelas cidades: alterações no uso/cobertura do solo, nos ciclos bioquímicos, nas mudanças climáticas, nos sistemas hidrológicos e na manutenção da biodiversidade (Vitousek et al, 1997; Grimm et al, 2008). Em relação a diversidade biológica, há uma perda na riqueza de espécies no ambiente urbano, principalmente devido a cidades criarem/alterarem os habitats naturais em diferentes tipos de uso antropogênico da terra (Pickett & Cadenasso 2006; Kowarik, 2011; Faeth et al, 2011). Em contrapartida, estudos também demonstram que alguns habitats urbanos são capazes de manter uma considerável biodiversidade nativa (Dearborn & Kark, 2010; Kowarik, 2011), incluindo espécies raras e ameaçadas (Lundholm & Richardson, 2010; Kowarik, 2011).

Dentre os muitos tipos de habitats urbanos, os que são classificados como áreas verdes têm demonstrado grande valor na conservação ambiental nas cidades (Wener, 2011). Estes ambientes verdes são principalmente caracterizados por não possuírem o solo impermeabilizados e apresentarem vegetação, como: manchas de vegetação nativa, parques, praças, terrenos baldios, quintais e jardins (Byrne, 2007; Faeth et al, 2011; Wu, 2014). A importância deste tipo de habitat está relacionada ao planejamento urbano (Niemela, 1999), além da proteção e manejo da biodiversidade (Byrne, 2007), já que as áreas verdes são capazes de suportar um elevado número de espécies (Sattler et al, 2010), além de numerosos serviços ecossistêmicos (Byrne, 2007). Contudo, no Brasil, as áreas verdes são negligenciadas do ponto vista ambiental, estando a relevância desses locais geralmente relacionadas aos interesses econômicos e sociais (Benini & Martin, 2010; Loboda & Angelis, 2005). Contudo, na ótica ambiental, a importância de áreas verdes em cidades tem sido demonstrada através do emprego de métricas de paisagem, como fatores preditores da biodiversidade (ex.: proporção, diversidade e configuração dos habitats nas cidades) em diversas escalas espaciais (Ahern, 2012). Já em escalas espaciais menores, muitos estudos já foram realizados em ambientes urbanos comparando a riqueza e

composição da biodiversidade entre diferentes tipos de habitats (Pacheco & Vasconcelos, 2007; Friedrich & Philpott, 2009; Uno et al, 2010). Porém, poucos trabalhos avaliaram a influência exercida pela urbanização em escalas espaciais mais finas, tais como a estratificação vertical (Suarez-Rubio & Thomlinson, 2009; Pena et al, 2017) e a disponibilidade de recursos das áreas verdes (Friedrich & Philpott, 2009; Fernandes et al, 2019). Assim, é necessário entender como diferenças evidentes ou sutis no ambiente afetam sua biodiversidade e conservação.

Em estudos de ecologia urbana, a seleção de táxon é fundamental para analisar diferentes níveis de impactos de urbanização numa variedade de escalas espaciais. Para esse fim, as formigas são organismos facilmente amostrados e particularmente sensíveis a mudanças no habitat (Delabie et al, 2021), fazendo das mesmas indicadores ideais das condições do habitat em avaliação de impactos ambientes e um bom modelo para estudos em cidades (Conceição et al, 2006). Com mais de 16 mil espécies/morfo espécies de formigas descritas (Bolton, 2019), constituem uma grande porção da biomassa animal total na maioria dos ecossistemas terrestres tropicais (Hölldobler & Wilson, 1990), tendo um aumento significativo nas informações sobre a distribuição das espécies em ambientes urbanos, há mais de 20 anos (Santos, 2016). Ecologicamente, as formigas atuam em diferentes níveis tróficos (consumidores primários e secundários), além de exercerem o papel de engenheiros ecossistêmicos, afetando direta ou indiretamente o fluxo de energia e matéria nos ecossistemas e habitat (Folgarait, 1998).

A história natural das formigas fez com que apresentem diferenças importantes nas assembleias quando são comparados diferentes estratos vegetacionais (solo comparado com a parte aérea da vegetação) (Wilson & Hölldobler, 2005). Ainda, a estruturação da comunidade de formigas nos diferentes estratos do ambiente faz com que a assembleia de formigas de solo seja constituída por uma proporção maior de espécies especializadas na seleção dos recursos, locais de nidificação e mecanismos de dispersão, em comparação com a assembleia que vive na vegetação (mais generalista) (Wilson & Hölldobler, 2005). Outro fator determinante para a riqueza de formigas é a disponibilidade de recursos como locais adequados para o estabelecimento de ninhos (Lach et al, 2010). Em ambientes naturais, a quantidade e o tipo de galhos estão relacionados com a disponibilidade de locais de nidificação e, consecutivamente, com a riqueza de formigas (Armbrecht et al, 2004). Já nas cidades, apesar da urbanização extirpar diversas opções de nidificação disponíveis somente em condições naturais, esse

processo também pode oportunizar a criação de novos locais de nidificação (Friedrich & Philpott, 2009), permitindo, por exemplo, a manutenção de uma riqueza elevada de formigas em áreas verdes (Menke et al, 2011).

Dessa forma, avaliar a estratificação vertical da comunidade bem como a disponibilidade de recursos em habitats de ambiente urbano, é uma forma relevante de compreender como a biodiversidade se organiza em cidades. Em grupos megadiversos tais como as formigas, a fim de medir a influência do ambiente sobre a comunidade, pesquisadores têm utilizado níveis taxonômicos alternativos à classificação em espécie (exemplo: gênero, família, táxon indicador), como parâmetro de representatividade dos padrões de diversidade (Cardoso et al, 2004; Koch et al, 2021). A utilização desses níveis taxonômicos alternativos visa diminuir os custos econômicos e tempo de execução dos estudos (Cardoso et al, 2004; Landeiro et al, 2012; Koch et al., 2021), sendo uma ferramenta útil no monitoramento da biodiversidade, principalmente com taxa que apresentam dificuldades na identificação (Grelle, 2002). Desse modo, em ambientes altamente impactados e dinâmicos, tais como as cidades, a utilização de taxa alternativos pode apresentar-se como uma forma eficiente de monitorar impactos deletérios na biodiversidade. Assim, o objetivo desta tese é de discutir a importância das áreas verdes nas cidades na conservação ambiental e como as características desse habitat podem influenciar a biodiversidade, utilizando a cidade de Salvador e a mirmecofauna como modelos de estudo.

CAPÍTULO I

Este capítulo apresenta o manuscrito intitulado “**Combining ecological knowledge with Brazilian urban zoning planning**”, publicado como artigo na *Revista Brasileira de Gestão Urbana*. Os critérios de redação e formatação seguem as normas da revista. O artigo pode ser acessado em: Melo, T.S.; Mota, J.V.L.; Silveira, N.D.B.; Andrade, A.R.S.; Peres, M.C.L.; Oliveira, M. L.T. & Delabie, J.H.C. 2020. Combining ecological knowledge with Brazilian urban zoning planning. *Revista Brasileira de Gestão Urbana*, 12, e20190135. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.012.e20190135>

Combining ecological knowledge with Brazilian urban zoning planning

Combinando conhecimento ecológico ao planejamento do zoneamento urbano brasileiro

Tércio da Silva Melo^{1,2}, João Vitor Lino Mota^{1,3}, Nathália Diniz Bastos e Silveira^{1,2},
Alessandra Rodrigues Santos de Andrade^{1,2}, Marcelo Cesar Lima Peres^{2,4}, Magno Lima
Travassos de Oliveira^{1,2} & Jacques Hubert Charles Delabie^{1,5}

¹Universidade Federal da Bahia, Programa de Pós-graduação em Ecologia, Rua Barão de Geremoabo, s/n, Ondina. CEP 40170-115. Salvador, BA, Brazil.

²Universidade Católica do Salvador, Centro de Ecologia e Conservação Animal, Avenida Professor Pinto de Aguiar, 2589. CEP 41740-090. Salvador, BA, Brazil.

³Biocore Ambiental, Rua Professor Carlos Ott, 79. CEP 41600-665. Salvador, BA, Brazil

⁴Universidade Católica do Salvador, Programa de Pós-Graduação em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Social, Avenida Cardeal da Silva, 205. CEP 40231-902. Salvador, BA, Brazil.

⁵Laboratório de Mirmecologia, Convênio UESC/CEPLAC, CEPEC-CEPLAC, Caixa Postal 7, CEP 45600-000. Itabuna, BA, Brazil.

Abstract – Politicians and environmental professionals have pointed to the lack of scientific knowledge to support legislation for planning urban centers. Thus, this essay aims to provide ecological knowledge to assist politicians and environmental professionals in decision making regarding the Brazilian urban zoning. As a science, ecology provides the necessary knowledge to assist the creation of guidelines and standards for urban zoning. Specifically, landscape ecology shows different methods of work, which have as parameters the qualification and quantification of urban environments. These parameters can be used as criteria for planning sustainable cities. The field of urban ecology has demonstrated the importance of conserving green and blue areas (water bodies) in cities, as well as the need for the formation of multidisciplinary teams for urban management and elaboration of public policies pointed to zoning

sustainability strategies. Generally, ecology show contributions that assist in the creation of guidelines and norms for Brazilian urban zoning. The suggestions provided through this essay are a starting point for improving the formulation of laws designed to develop and strengthen the legislation on Brazilian urban zoning.

Keywords: Environmental zoning. Environmental management. Urban planning. Landscape ecology. Urban ecology.

Resumo – Políticos e profissionais de meio ambiente têm apontado para a ausência de conhecimento científico para embasamento da legislação que dispõe sobre o planejamento urbano. Assim, o intuito desse ensaio é disponibilizar conhecimento ecológico para auxiliar políticos e profissionais de meio ambiente na tomada de decisões relacionadas ao zoneamento urbano do Brasil. Como ciência, a ecologia disponibiliza o conhecimento necessário para auxiliar a criação de diretrizes e normas para o zoneamento urbano. Especificamente, a ecologia de paisagem aponta diferentes métodos de trabalho, que possuem parâmetros de qualificação e quantificação do ambiente urbano. Esses parâmetros podem ser utilizados como critérios para o planejamento de cidades sustentáveis. Já a ecologia urbana tem demonstrado a importância da conservação de áreas verdes e azuis (corpos de água) nas cidades, além da necessidade da formação de equipes transdisciplinares para uma gestão urbana e elaboração de políticas públicas que visem a estratégia de zoneamento sustentável. De modo geral, a ciência da ecologia demonstra contribuições que auxiliam na criação de diretrizes e normas para o zoneamento urbano brasileiro. As sugestões fornecidas através desse ensaio constituem um ponto de partida para a formulação de melhorias nas leis destinadas a desenvolver e fortalecer a legislação relativa ao zoneamento urbano brasileiro.

Palavras-chave: Zoneamento ambiental. Gestão ambiental. Planejamento urbano. Ecologia de paisagem. Ecologia urbana.

Introduction

The Ecological-Economic Zoning (EEZ) is one of the main environmental planning tools in Brazil (Brasil, 2012a). The EEZ directs territorial planning, supporting social and economic development without abandoning environmental issues related to sustainability (Santos & Ranieri, 2013). Although the EEZ aims to inform personal and companies' activities from public or private sectors, when it comes to the question of state or municipality management, politicians and environmental managers neglect this important environmental instrument (Rech, 2013; Santos & Ranieri, 2013).

The lack of interest to fulfill the EEZ is due to numerous and different normative regulations linked to it (Rech, 2013; Santos & Ranieri, 2013); mainly municipal laws (known as Master Plans), which are often not consistent in terms of the zoning of cities. Although the EEZ has been regulated by federal law, it is known that urban land planning is carried out locally, that is, by municipal applicability (Souza, 2013). As a result, municipal laws related to urban zoning are often not complementary to federal legislation, and can create ineffective legislation curbing the planning and management of urban zoning (Rech, 2013). The inefficiency of current public policies related to zoning allows economic and social interests that are not always compatible with environmental conservation to have greater decision-making power, causing severe damage to it (Leonelli & Campos, 2018; Rech, 2013).

Another factor related to a deficiency of the urban zoning in producing legislation beneficial to environmental conservation is the lack of scientific basis during the development of the guidelines and norms for Brazilian urban planning (Rech, 2013; Souza, 2013). In addition to supporting decision making related to zoning, scientific knowledge can assist in planning and management processes of Brazilian land occupation (Rech, 2013). Since urban zoning management is linked to the law, it is impracticable to conserve natural environment in cities without guidelines and norms (Rech, 2013). Thus, the acquisition of scientific knowledge can assist politicians in the drafting of legislation on urban zoning. In this context, ecological knowledge is essential when planning a sustainable city, through a structure of knowledge transmission that allows the integration of scientific, technical and cultural information (Leitão & Ahern, 2002). So, ecology can provide knowledge that will help the creation of guidelines and norms for a sustainable Brazilian urban zoning. Thus, this essay aims to suggest an ecological approach as a tool

for public policies and planning of urban zoning in Brazil, helping decision makers and environmental professionals to make their choices about land planning of cities.

Public policies related to EEZ

In 1981, the fulfillment of environmental zoning was required by the Federal Law n° 6.938 (establishing the Política Nacional do Meio Ambiente – National Environment Policy), and at that time, the EEZ was primarily instituted as a Brazilian land planning tool (Brasil, 1981). In 2001, supported by Federal Law n° 10.257 (City Statute), environmental zoning was once more established as an instrument of territorial organization, but focusing on urban environments (Brasil, 2001). It was also in the City Statute that Brazilian cities became obligated to promote municipal laws to reinforce environmental zoning, known as the Master Plan (Brasil, 2001). The Law n° 10.257 also established an obligation to carry out Environmental Impact Studies as an instrument of urban planning (Brasil, 2001). In 2002 the Federal Decree n° 4.297 established the obligation of the EEZ to divide the land into zones of importance for environmental conservation, such as: (1) potential sites for ecosystem services provision and natural resources; (2) environments sensitive to biodiversity loss, soil and water resources; (3) Ecological Corridors and (4) Conservation Units (Brasil, 2002). Lastly, only in 2007 through Federal Decree n° 6.288, the scales of the EEZ at national, macro-regional, state and local levels were defined (Brasil, 2007). Despite the existence of these four federal laws, none of them established norms to regulate urban zoning in Brazilian cities, and guarantee environmental conservation or guidelines allowing the comparison of urban occupation between cities. This regulation flaw at federal level makes it difficult to develop sustainable urban zoning in Brazil.

From the environmental point of view, the creation of the four federal laws was positive, giving visibility to urban environmental issues (Brasil, 1981, 2001, 2002, 2007), but unfortunately there were no effective actions to protect the green areas in cities (Haddad, 2015; Huang et al., 2018; Leonelli & Campos, 2018; Figueiroa & Scherer, 2016). Nowadays, the inefficiency of federal laws in establishing norms for urban zoning is easily perceived by analyzing the Brazilian capitals Master Plans (Table 1). These plans lack standards for city zones classification, either because they do not define the scale at which zoning was planned, or do not adequately determine the environmental criteria for

zone division, as proposed by federal laws (Brasil, 2002, 2007). Following this perspective of lack of minimum standardization in the zoning of Brazilian cities, it is important to highlight that Brazil is divided into three levels of government: federal, state and municipal, and there are conflicts of interest between them. Federal, state and federal laws have priority over state and local laws due to rules set by the constitution. That is, municipal laws cannot contradict state and federal regulations, nor can state laws counter federal laws. The problem is that federal laws related to urban zoning have indicative characteristics (Paiva, 2019) instead of normative, hampering the defense of environmental interests. This scenario makes the laws fragile in relation to urban territorial planning (both in regulatory quality and policy stability), which makes Brazil internationally classified as a country with a high risk of environmental losses due to urban growth (Huang et al., 2018). In this context, since federal public policies on environmental zoning established normative criteria, imposing changes in state and local laws, it is expected an improvement in the sustainable development of cities.

Table 1: List of Master Plans of Brazilian capitals.

State	Capital	Master Plans	Author and Year
Acre	Rio Branco	Lei nº 1.611 de 2006	Rio Branco (2006)
Alagoas	Maceió	Lei nº 5.486 de 2005	Maceió (2005)
Amapá	Macapá	Lei complementar nº 26 de 2004	Macapá (2004)
Amazonas	Manaus	Lei complementar nº 2 de 2014	Manaus (2014)
Bahia	Salvador	Lei nº 9.069 de 2016	Salvador (2016)
Ceará	Fortaleza	Lei complementar nº 62 de 2009	Fortaleza (2009)
Distrito Federal	Brasília	Lei complementar nº 803 de 2009	Brasília (2009)
Espírito Santo	Vitória	Lei 9.271 de 2018	Vitória (2018)
Goiás	Goiânia	Lei complementar nº 171 de 2007	Goiânia (2007)
Maranhão	São Luís	Lei nº 4.669 de 2006	São Luís (2006)
Mato Grosso	Cuiabá	Lei complementar nº 150 de 2007	Cuiabá (2007)
Mato Grosso do Sul	Campo Grande	Lei complementar nº 94 de 2006	Campo Grande (2006)
Minas Gerais	Belo Horizonte	Lei nº 11.181 de 2019	Belo Horizonte (2019)
Pará	Belém	Lei nº 8.655 de 2008	Belém (2008)

Paraíba	João Pessoa	Lei complementar nº 3 de 1992	João Pessoa (1992)
Paraná	Curitiba	Lei nº 14.771 de 2015	Curitiba (2015)
Pernambuco	Recife	Lei nº 17.511 de 2008	Recife (2008)
Piauí	Teresina	Lei nº 3.558 de 2006	Teresina (2006)
Rio de Janeiro	Rio de Janeiro	Lei complementar nº 111 de 2011	Rio de Janeiro (2011)
Rio Grande do Norte	Natal	Lei complementar nº 82 de 2007	Natal (2007)
Rio Grande do Sul	Porto Alegre	Lei complementar nº 434 de 1999	Porto Alegre (1999)
Rondônia	Porto Velho	Lei complementar nº 311 de 2008	Porto Velho (2008)
Roraima	Boa Vista	Lei complementar nº 924 de 2006	Boa Vista (2006)
Santa Catarina	Florianópolis	Lei complementar nº 482 de 2014	Florianópolis (2014)
São Paulo	São Paulo	Lei nº 16.050 de 2014	São Paulo (2014)
Sergipe	Aracaju	Lei complementar nº 42 de 2000	Aracaju (2000)
Tocantins	Palmas	Lei complementar nº 400 2018	Palmas (2007)

Source: Authors.

Brazilian and international urban zoning

In Brazil, urban land occupation planning is performed by the Master Plan, which foresees zoning (Santos, 2018). However, due to City Statute not predicting environmental analysis in urban territory (Souza, 2013), proposals available in Master Plans are legislative speeches, which are not effectively applied in practice (Santos, 2018). Quantitatively, many Master Plans incorporate zoning, but qualitatively this tool incorporation (zoning) was performed disjointed of the law, not considering the municipality capability to manage territorial planning (Santos, 2018). Despite the time that laws were created to plan the growth of cities at different levels of government (federal, state and municipal), Brazilian legislation is considered of low quality in regard to urban zoning (Huang et al., 2018). Few recent studies evaluate the relationship between urban zoning and environment (Barbosa & Carvalho, 2010; Nakano & Guastella, 2015). These studies tackled qualitative analysis of laws relationships and effectiveness for the environment, without quantitative evaluative metrics. Currently, there are reports of law violation (Master Plans) that aimed to protect the environment, such as: non-preservation

of Permanent Preservation Areas (APP) (Ataide & Melo, 2019; Koury & Cavallari, 2018; Nunes et al., 2017), Conservation Units (UC) (Ataide & Melo, 2019), and areas for calamity prevention (Figueiroa & Scherer, 2016); as well as lack of integrated management between municipal and state interests (Master Plans vs River Basin Plans) (Peres & Silva, 2013). However, there is also positive elements since the municipality of Teresina, capital of the state of Piauí, anticipates in its planning the promotion of economic growth associated to ecological awareness (e.g. concern with waste management and green areas, river conservation, environmental zoning, urban drainage and sanitation sewage) (Nascimento & Gomes, 2018). In Rio Claro, municipality of the state of São Paulo, the use of urban hydrography as spatial scale of zoning unit was tested, predicting environmental impacts (Barbosa & Carvalho, 2010). Similar applications were made in other municipalities in the state of São Paulo, despite the inefficiency of Master Plans in zone cities, where there is an integration between the executive (managers) and legislative (politicians) powers, discussing points of improvements in the urban zoning during the revision of the plans (Santos & Ranieri, 2013).

Besides Master Plans, other legal instruments are used to assist land use planning in Brazilian cities, as the Watershed Plan, Integrative Coastal Management Plan, and local Agenda 21. Just as Master Plans, Watershed Plans and Integrative Coastal Management Plans diverge from legislation in different government levels, in addition of execution and management difficulties (Gomes-Junior, 2014; Malheiros et al., 2013; Oliveira & Nicolodi, 2012; Porto & Porto, 2008). Nevertheless, the elaboration of these documents has shown an integrative advance between society and government during its elaboration (Gomes-Junior, 2014; Malheiros et al., 2013; Oliveira & Nicolodi, 2012; Porto & Porto, 2008). Evaluations carried out related to local Agenda 21 have demonstrated the potential of this tool to implement the Master Plans and strengthen environmental policies at the municipal level (Brasil, 2011).

Even in other countries, with better regulatory policies related to land use planning (Huang et al., 2018), there is a lack of standards among municipalities, which also influences zoning quality (Gurran et al., 2015). As in Brazil, other countries have urban zoning as a planning tool in which cities are divided into geographic zones according to land size and use, avoiding land use incompatibility. However, unlike Brazil, in these countries (e.g. United States, Mexico, New Zealand and Uruguay), urban zoning is implanted and executed, ensuring proper land use and environmental protection (Delion

et al., 2015; Huang et al., 2018). Yet, these countries are dedicated to the conservation of natural environments; provide investments on these areas' rehabilitation/regeneration, also promoting ecological connection increase (Attwell, 2000; Clarkson & Kirby, 2016; Romero et al., 2001; Li et al., 2005). Thus, as important as generating more normative federal laws, is the fact that, at the municipal level, the Master Plans are effectively executed in compliance with environmental laws, ensuring environmental sustainability in Brazilian cities.

The ecology in zoning

Since the existence of Brazilian laws does not guarantee a sustainable urban zoning, due to lack of guiding principles, it is required to use scientific information that ensures the effectiveness and efficiency of cities urban planning (Rech, 2013). According to Brazilian law, the EEZ must be established at large spatial scales (Brasil, 2007) and the solutions suggested by ecology as a science for environmental planning and management of zoning must be applied at the same levels (Leitão & Ahern, 2002). Thus, landscape ecology is an approach that provides the necessary knowledge to assist in the creation of guidelines and norms that help planning of urban zoning. This branch of ecology aims to utilize spatially explicit models, through the qualification and spatial quantification of landscape units (habitats), supported mainly by geotechnologies (Leitão & Ahern, 2002). In this perspective, the landscape represents a set of habitats which offer favorable conditions for an organism or object of study (Metzger 2001). However, the set of landscape habitats can also be obtained based on territorial occupation plans, developed on broad spatial scales such as the ecosystem level (Leitão & Ahern, 2002; Metzger, 2001). In addition, landscape ecology focuses on the interactions between spatial patterns and ecological processes (Metzger, 2001; Turner, 2005), and is concerned with anthropogenic influences on landscape and land management (Metzger, 2001).

Urban ecology is another approach that covers several disciplines and practical applications, with an increasing focus on promoting sustainability (McPhearson et al., 2016). This science can provide information on complex relationships between social, economic and ecological aspects (McPhearson et al., 2016), allowing the integrated management of the urban environment in a more sustainable way. From the land occupation planning and management aspect, urban ecology is a science that works with

multidisciplinary teams in several areas of social and natural knowledge. Urban ecology provides opportunities to identify important infrastructure and habitats that contribute to environmental conservation in urban areas (McPhearson et al., 2016; Pincetl, 2015). Thus, landscape ecology and urban ecology are convergent disciplines allowing integration into urban planning and management among politicians, managers and environmental and social scientists. This convergence allows more effective guidelines and norms for environmental sustainability to be included in the legislation of urban zoning.

Landscape ecology in urban planning

A first advance in environmental zoning of the city is establishing a spatial scale for analysis, essential for a sustainable planning (Leitão & Ahern, 2002). In Brazil, studies on environmental zoning have been firstly made in river basin scale (regional scale) (Rempel et al., 2008). Based on legislation, the EEZ in river basin proportion contemplates regional scales between 1:1.000.000 and 1:100.000 (Brasil, 2002, 2007), which are inadequate for urban zoning. It is crucial highlight that urban landscape management demand ecological knowledge at least on local scale when aiming to attend environmental requirements (McPhearson et al, 2016). As for local scales (cities) the law establishes a reference scale of 1:100.000 or higher (Brasil, 2002, 2007). Therefore, due to the incapacity of state and municipal legislation to normalize and standardize urban zoning, federal laws should establish a single scale for the whole Brazilian territory. It should be a mandatory parameter, due to the importance of standardized urban zoning scale, allowing then compare planning and urban processes among different cities of the country. This standardization would permit that managers provide useful information that allows scientists to investigate it and become legal parameters useful to politicians.

A large number of studies were developed with landscape ecology for Brazil's EEZ. The majority of these studies aim to classify and quantify zones (landscape blotches), mainly in regional scales. A few others were developed in local scales and generated some method contribution for urban zoning through landscape ecology (Table 2).

Table 2: Literature on urban zoning with contribution of landscape ecology methods for city planning.

Contribution	Author	Year
Methods for the creation of greenway	Giordano & Riedel	(2008)
Indication of conflict zones with legislation	Rempel et al.	(2008)
Selection of locals for recovering through Graph theory	Tambosi & Metzger	(2013)
Integration of environmental and socioeconomic variables to classify landscape units	Freitas & Santos	(2014)
	Sadeck et al.	(2017)
Indication of the amount of native vegetation for conservation	Crouzeilles et al.	(2014)
Prioritization index to conserve urban fragments	Mello et al.	2016

Source: Authors.

For urban planning, landscape ecology has shown the importance of maintaining a minimum proportion of one or more habitat types responsible for biodiversity conservation and ecosystem services (Fahrig, 2013; Tews et al., 2004). Therefore, the establishment of rules and regulations for the conservation of a minimum extent within a set of urban habitats, even those not considered as native vegetation remnants (e.g. parks and squares) or natural water bodies (e.g. artificial lakes), guarantees environmental conservation in Brazilian cities. The simple maintenance of a habitat fraction in a landscape has demonstrated high relevance for conservation, even in comparison to other factors such as size and isolation of these habitats (Fahrig, 2013). Studies suggest that maintaining 20% to 30% of native vegetation in modified landscapes is enough to conserve fauna and ecosystem services (Banks-Leite et al., 2014; Fahrig, 2003; Metzger, 2010; Pardini et al., 2010), allowing a combination of economic, social and environmental use (Metzger, 2010). On the second hand, for cities, it is necessary to conserve 50% of native vegetation cover, or 30% cover when there is connectivity with natural areas (Crouzeilles et al., 2014). When native vegetation cover is below 30%, actions of ecological restoration must be carried out for maintenance of ecological interests (e.g. ecosystemic services) in urban environments (Crouzeilles et al., 2014). Based on this, we believe that the insertion of suitable laws in public policies obliging cities to maintain a minimum rate of native habitats (at least 30%) in these areas would improve the Brazilian EEZ and contribute to support sustainability goals.

At present, there are laws in Brazilian environmental legislation that partially guarantee the conservation of natural areas in such environments, such as Permanent Preservation Areas (APP) and UC (Brasil, 2000, 2012b). It is noteworthy that due to the importance of these areas (APPs and UCs), they must be fully maintained environments in cities, even if they represent more than 30% of the landscape. Studies in Brazil proposed an approach to maintain a proportion of native habitats in the landscapes as criteria for elaboration of the Brazilian forest code (Metzger, 2010) and greenway (Giordano & Riedel, 2008), as well as requests for deforestation (Rigueira et al., 2013) and maintenance of urban riparian vegetation (Castro et al., 2018). Landscape ecology has indicated these vegetation areas as priorities for conservation within the urban environment, enabling unite human and environment demands (Mello et al., 2016). Despite a portion of areas of ecological interest are protected by law and although studies have shown the importance of natural habitats conservation, conflicts between legislation and landscape ecology in urban environments persist. Among these conflicts, there is no federal law that protects areas (habitats) threatened of ecosystemic resilience loss and still are explored (e.g. native habitats in regeneration) over cities. These threatened habitats can be classified by landscape ecology (Rempel et al., 2008) and its protection should be provided in legislation as in City Statute (Brasil, 2001). Thereby, the use of landscape ecology methods associated to legal impositions can reduce conflicts of interest between environmental and social areas, contributing to decision making by environmental managers.

To classify zones in cities, besides consider ecological information, it is necessary include social and economic variables in urban zoning (Freitas & Santos, 2014; Sadeck et al., 2017). The inclusion of this information can be done through data spatialization, with geotechnologies attached to landscape ecology that assist areas classification (Freitas & Santos, 2014). With an integrated data base (environmental, social and economic information), urban landscape can be categorized into four interest classes: consolidation, expansion, recovery and conservation (Sadeck et al., 2017). Zone categories in cities protects environmental interests (e.g. recovery and conservation), ensure social and economic benefits (e.g. consolidation and expansion), directing adequate places for services development and urban infrastructure, besides real estate speculation, avoiding environment degradation (Silva et al., 2013). Mapping interest zones integrating social and economic data allows reducing conflicts between environmental, social and

economic sectors. In addition, integrated data reduces subjectivity in urban zoning proposals, aiding city planning standardization.

Furthermore, other methods (or metrics) that improve landscape quality for biodiversity, such as connectivity, for example, would be used. For connectivity, Graph theory has shown a particular importance in planning, indicating the most important areas to be maintained in the landscape (Forero-Medina & Vieira, 2007; Tambosi & Metzger, 2013). This method allows users to measure the effect of modifications on functional connectivity between fragments (e.g. the use of ecological corridors and/or steppingstones), or assess functional connectivity through loss or gain of habitats (Forero-Medina & Vieira, 2007). Graph theory can be used yet in Brazil to establish the restoration prioritization in local scale, contributing to planning habitats to be restored in cities (Tambosi & Metzger, 2013). Thus, it is an important tool for the consolidation and expansion of urban areas. Just as Graph theory aids connectivity in cities, greenways have important value by making the union between natural habitats, reducing the isolation between these environments (Frischenbruder & Pellegrino, 2006; Giordano & Riedel, 2008). Linked to environmental interests, the establishment of greenways across the city also demonstrates social utility, through cultural and aesthetic development, as well as the recreational use of these environments (Frischenbruder & Pellegrino, 2006; Giordano & Riedel, 2008). Thus, the use of tools such as Graph theory and the creation of greenways, besides improving the connectivity between natural habitats in Brazilian cities, also allow opportune issues related to culture and leisure in the urban landscape.

In short, studies in landscape ecology have indicated the necessity to define a spatial scale for urban zoning and allow the conservation of a minimal rate of natural habitats in Brazilian cities. In planning, it is important to include environmental, social and economic data in the analysis of landscape ecology, allowing a more precise classification of urban areas and avoiding conflicts of interest during decision making. Furthermore, landscape ecology tools should also be used to help improve connectivity between natural habitats in cities, determining areas to be preserved and restored. Due to the efficient processes of classification and quantification of habitats (Leitão & Ahern, 2002), landscape ecology can help urban planning by suggesting the configuration and proportion of habitats, then contributing to define guidelines and standards that improve the Brazilian urban zoning.

Urban ecology in cities management

Environmental degradation is generally a consequence of human occupation, and for that reason there is a necessity that Brazil plans with criteria its territory occupation (Rech, 2013). It is important to emphasize that city management should not be done solely from the point of view of landscape structure, but human behavioral patterns should also be considered (Haddad, 2015; Pickett et al., 1997). Social scientists were ahead on this matter; however, the recognition of the urban landscape as a provider of many ecosystem services was delayed amongst natural history scientists, with studies of the urban environment increasing in recent decades (Wu, 2014; Pincetl, 2015; McPhearson et al., 2016). Most studies have focused on green spaces (non-waterproof areas of urban land, such as native vegetation patches, parks, squares, wastelands, yards and gardens) and blue spaces (water bodies such as rivers, natural and artificial lakes) (Pickett et al., 1997; Wu, 2014). These provide ecosystem services, habitats for organisms and economic and social benefits, positively impacting human welfare in urban environments (Wu, 2014). However, non-natural green and blue spaces in Brazil (e.g. public squares, wastelands, backyards, artificial lakes) have been rarely pointed as having some interest in conservation (Rech, 2013). Historically neglected at an environmental point of view, the importance of these spaces is generally related to social and economic issues (Benini & Martin; 2010; Loboda & Angelis, 2005). Nevertheless, even in strict urban landscapes, green and blue spaces are especially in preserving biodiversity and ecosystemic services (Bargos & Matias, 2011; Benini & Martin, 2010; Loboda & Angelis, 2005; Nielsen et al., 2014; Pickett et al., 1997; Wu, 2014). Thus, these non-natural habitats must have its creation and importance reinforced thanks to legislation, aiming to attend environmental, social and economic interests during urban zoning. Thus, during the planning of the use and occupation of Brazilian land, it is important that all categories of green and blue spaces appear as priorities for conservation, enhancing city sustainability.

The lack of integration and holistic management across the different sectors related to urban zoning is a contemporary problem, since most planning is focused on urban infrastructure (Brasil, 2001; Childers et al., 2014; Haddad, 2015). As a consequence, urban ecology has become transdisciplinary in terms of goals (sustainability-oriented), methodologies (from the natural and social sciences) and actors (scientists, managers and politicians) (Brasil, 2001; Wu, 2014), attempting to generate a

more sustainable city. The current challenge for city management is to understand urban ecosystems through several approaches, but also to form a new generation of people able to think in interdisciplinary and multidisciplinary ways (Collins et al., 2000; McPhearson et al., 2016), enabling a sustainable creation of the EEZ. However, we need to make effective use of the knowledge already produced in cities so that research in urban ecology could suggest to politicians and managers the better way promoting biodiversity and ecosystem services conservation (Haddad, 2015; McPhearson et al., 2016). For that, a conceptual framework allows a better comprehension of how urban ecology may assist Brazilian city's zoning (Figure 1).

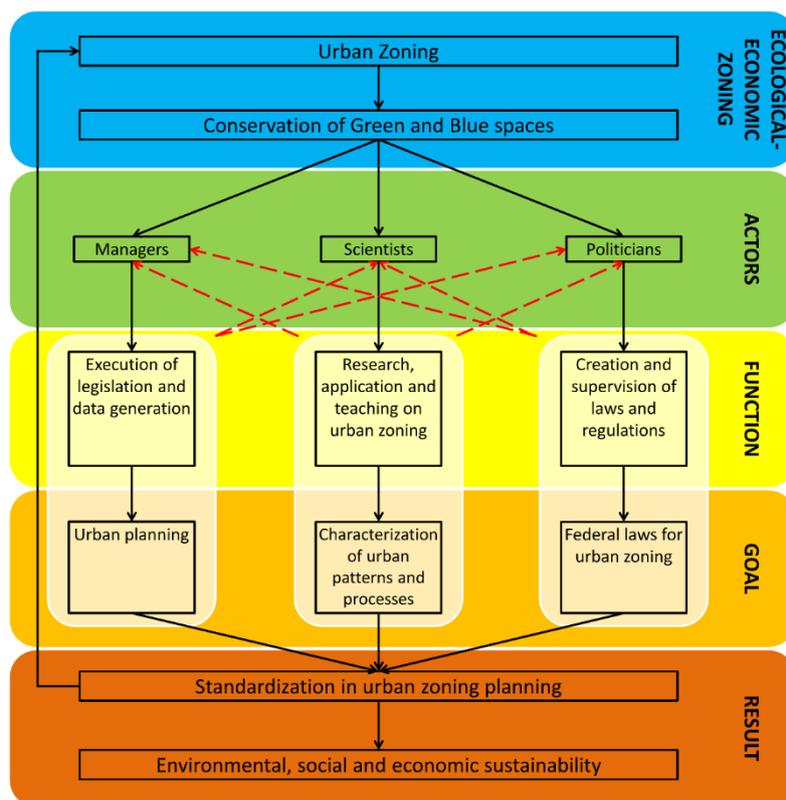


Figure 1 - Conceptual framework of how Brazilian urban zoning can be managed by different actors. Dashed lines indicate the expected transdisciplinary by urban ecology on the investigation process, development and execution of urban zoning among different actors.

Although the urban zoning in Brazil is mainly the result of public policies, technical and scientific knowledge are essential for zoning to be adequate to the environmental and social reality of the city (Peres & Silva, 2013; Souza, 2013). Within

the EEZ, legislation related to urban zoning should prioritize the conservation of green and blue areas, regardless of the origin of the habitat (natural or artificial). For that purpose, managers, researchers and politicians must know and use information from other actors involved in the zoning, to properly exercise their functions and reach their goals. The joint work of the actors allows characterizing and standardizing urban zoning, supporting the planning of cities in a legal, technical and scientific manner. The data generated by the characterization and standardization of zoning support the formulation of laws related to planning. The final effect is the creation of unified legislation at national level establishing a minimal standardization of city planning that ensures the maintenance of social and environmental interests of the country and making the result of urban zoning prosperous (Rech, 2013). However, since the urbanization process is spatially and temporally dynamic, it is especially important that all obtained data are revised by those acting on cities' zoning (Peres & Silva, 2013; Wu, 2014). This will allow ecological and social patterns to be uncovered, thereby helping to guide decision-making related to urban planning. Thus, a conceptual framework is an important tool of urban ecology that support standardization and comparison of zoning results between cities (McPhearson et al., 2016). Therefore, it is important that a minimum standard of the zoning exists for Brazilian cities, and that comparative criteria on urbanization in the country can be obtained to generate knowledge for planning and management of land use and occupation.

Conclusion

As a tool for a sustainable city planning, ecology allows relevant contributions, assisting in the creation of guidelines and norms for the Brazilian urban zoning. Notably, the field of landscape ecology has shown how geotechnologies, through the qualification and quantification of landscape elements, assist with territory occupation planning. In this section, the studies carried out in Brazil indicate its importance: (1) in the selection of a single spatial scale for Brazilian zoning; (2) maintenance of a minimum proportion of green and blue areas; (3) classification of zones in cities (consolidation, expansion, recovery and conservation); (4) methods of landscape analysis that improve connectivity (Graph theory and greenways) between different green areas in cities. Urban ecology has focused on promoting sustainability in cities, integrating several disciplines. This section of ecology integrates the management of urban zoning (through different political actors,

managers and scientists), relating social, economic and ecological aspects. Through integrated information management, it is possible to identify Brazilian urban infrastructure and habitats important for the conservation of the environment and zoning of cities. Thus, broadly, ecology helps in urban zoning suggesting the types, proportions and configurations of urban habitats to be conserved, as well as helping in decision making for urban land planning.

This essay did not aim to modify the cities in the form they exist today since we recognize that this would present several huge challenges. Our main goal was to present a general overview for decision makers, such as environmental professionals and politicians, allowing highlighting the available research and scientific knowledge that could support the development of guidelines and minimum standards for a sustainable Brazilian urban zoning. The ideas presented herein are still schematic, but could provide a starting point for further improvements in urban zoning legislation.

Acknowledgements

This essay aimed to comply with the fulfillment of the class “History and Philosophy of Science Applied to Ecology”, from the Ecology Postgraduate program of the Federal University of Bahia. We thank the contributions of anonymous reviewers. TSM thanks the PhD scholarship provided by CAPES. NDBS, ARSA and MLTO thank FAPESB for their PhD grant. The Catholic University of Salvador is fully acknowledged for its support extended to MCLP. JHCD acknowledges his research grant from CNPq.

References

Aracaju. (2000, 4 de outubro). *Lei complementar nº 42. Institui o Plano Diretor de desenvolvimento urbano de Aracaju, cria o sistema de planejamento e gestão urbana e dá outras providências*. Aracajú: Diário Oficial do Município.

Ataide, R. M. C., & Melo, N. A. (2019). Proteção Ambiental e Conflitos Territoriais: reflexões a partir das bordas metropolitanas de Natal/RN. In *Anais do XVIII Encontro Nacional da Associação Nacional de Pós-graduação e Pesquisa em Planejamento Urbano e Regional* (pp. 1-20). Natal: ENANPUR.

Attwell, K. (2000). Urban land resources and urban planting: case studies from Denmark. *Landscape and Urban Planning*, 52(2-3), 145-163. [http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00129-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00129-8).

Banks-Leite, C., Pardini, R., Tambosi, L. R., Pearse, W. D., Bueno, A. A., Bruscin, R. T., Condez, T. H., Dixó, M., Igari, A. T., Martensen, A. C., & Metzger, J. P. (2014). Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science*, 345(6200), 1041-1045. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1255768>. PMID:25170150.

Barbosa, C., & Carvalho, P. F. (2010). Zoneamento urbano-ambiental: possibilidades de compatibilização entre análise geomorfológica e padrões de ocupação urbanos para a construção de cidades sustentáveis. In *Anais do VI Seminário Latino Americano de Geografia Física* (pp. 1-13). Coimbra: Universidade de Coimbra.

Bargos, D. C., & Matias, L. F. (2011). Áreas verdes urbanas: um estudo de revisão e proposta conceitual. *REVSBAU*, 6(3), 172-188. <http://dx.doi.org/10.5380/revsbau.v6i3.66481>.

Belém. (2008, 30 de julho). *Lei nº 8.655. Dispõe sobre o Plano Diretor do município de Belém, e dá outras providências*. Belém: Diário Oficial do Município, 11189.

Belo Horizonte. (2019, 8 de agosto). *Lei nº 11.181. Aprova o Plano Diretor do Município de Belo Horizonte e dá outras providências*. Belo Horizonte: Diário Oficial do Município, 5832.

Benini, S. M., & Martin, E. S. (2010). Decifrando as áreas verdes públicas. *Revista Formação*, 17(2), 63-80.

Boa Vista. (2006, 28 de novembro). *Lei complementar nº 924. Dispõe sobre o Plano Diretor estratégico e participativo de Boa Vista e dá outras providências*. Boa Vista: Diário Oficial do Município.

Brasil. (1981, 31 de agosto). *Lei nº 6.938. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente*. Brasília: Diário Oficial da União, 119.

Brasil. (2000, 18 de julho). *Lei nº 9.985. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências*. Brasília: Diário Oficial da União.

Brasil. (2001, 10 de julho). *Lei nº 10.257. Estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências*. Brasília: Diário Oficial da União.

Brasil. (2002, 10 de julho). *Decreto nº 4.297. Estabelecendo critérios para o Zoneamento Ecológico Econômico do Brasil*. Brasília: Diário Oficial da União.

Brasil. (2007, 6 de dezembro). *Decreto nº 6.288. Dá nova redação ao art. 6º e acresce os arts. ao Decreto no 4.297, de 10 de julho de 2002*. Brasília: Diário Oficial da União.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente – MMA. (2011). *Agenda 21 Local Resultados Selecionados*. Brasília: Secretaria de Articulação Institucional e Cidadania Ambiental Departamento de Cidadania e Responsabilidade Socioambiental (pp. 1-64). Brasília: MMA.

Brasil. (2012b, 25 de maio). *Decreto nº 12.651. Dispõe sobre a proteção da vegetação native*. Brasília: Diário Oficial da União.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente – MMA. (2012a). *Instrumentos de planejamento*. Brasília: MMA. Recuperado em 29 de maio de 2019, de <http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/planejamento-ambiental-urbano/instrumentos-de-planejamento>

Brasília. (2009, 25 de abril). *Lei complementar nº 803. Aprova a revisão do Plano Diretor de Ordenamento Territorial do Distrito Federal – PDOT e dá outras providências*. Brasília: Diário Oficial do Município.

Campo Grande. (2006, 6 de outubro). *Lei complementar nº 94. Institui a política de desenvolvimento e Plano Diretor de Campo Grande e dá outras providências*. Campo Grande: Diário Oficial do Município.

Castro, S. L. I., May, L. R., & Garcias, C. M. (2018). Meio ambiente e cidades – Áreas de Preservação Permanente (APPs) marginais urbanas na lei federal N. 12.651/12. *Ciência Florestal*, 28(3), 1340-1349. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509833353>.

Clarkson, B. D., & Kirby, C. L. (2016). Ecological restoration in urban environments in New Zealand. *Ecological Management & Restoration*, 17(3), 180-190. <http://dx.doi.org/10.1111/emr.12229>.

Collins, J. P., Kinzig, A., Grimm, N. B., Fagan, W. F., Hope, D., Wu, J., & Borer, E. T. (2000). A new urban ecology. *American Scientist*, 88(5), 416-425. <http://dx.doi.org/10.1511/2000.5.416>.

Crouzeilles, R., Prevedello, J. A., Figueiredo, M. S. L., Lorini, M. L., & Grelle, C. E. V. (2014). The effects of the number, size and isolation of patches along a gradient of native vegetation cover: how can we increment habitat availability? *Landscape Ecology*, 29(3), 479-489. <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-013-9978-6>.

Cuiabá. (2007, 29 de janeiro). *Lei complementar nº 150. Dispõe sobre o plano diretor de desenvolvimento estratégico de Cuiabá e dá outras providências*. Cuiabá: Diário Oficial do Município.

Curitiba. (2015, 17 de dezembro). *Lei nº 14.771. Dispõe sobre a revisão do Plano Diretor de Curitiba de acordo com o disposto no art. 40, § 3º, do Estatuto da Cidade, para orientação e controle do desenvolvimento integrado do município*. Curitiba: Diário Oficial do Município.

Childers, D. L., Pickett, S. T. A., Grove, J. M., Ogden, L., & Whitmer, A. (2014). Advancing urban sustainability theory and action: challenges and Opportunities. *Landscape and Urban Planning*, 125, 320-328. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.022>.

Delion, M. L., Hambarzumyan, A., Ibrahim, J., Farakos, A. M. S., & Scanlan, M. (2015). Zoning and urban planning Understanding the benefits. In The World Bank (Ed.), *Doing Business 2015 Going Beyond Efficiency. Washington: International Bank for Reconstruction and Development* (12ª edição, p. 53-59). <http://dx.doi.org/10.1596/978-1-4648-0351-2>.

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 34(1), 487-515. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>.

Fahrig, L. (2013). Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, 40(9), 1649-1663. <http://dx.doi.org/10.1111/jbi.12130>.

Figueiroa, A. C., & Scherer, M. E. (2016). Para onde estamos indo? Uma avaliação do plano diretor do Município de Florianópolis para o entorno da Estação Ecológica de Carijós. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 38, 283-301. <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v38i0.47110>.

Florianópolis. (2014, 17 de janeiro). *Lei complementar nº 482. Institui o Plano Diretor de urbanismo do município de Florianópolis que dispõe sobre a política de*

desenvolvimento urbano, o plano de uso e ocupação, os instrumentos urbanísticos e o sistema de gestão. Florianópolis: Diário Oficial do Município.

Forero-Medina, G., & Vieira, M. V. (2007). Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. *Oecologia Brasiliensis*, 11(4), 493-502. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2007.1104.03>.

Fortaleza. (2009, 13 de março). *Lei complementar nº 14.020. Institui o Plano Diretor participativo do município de Fortaleza e dá outras providências*. Fortaleza: Diário Oficial do Município.

Freitas, M. W. D., & Santos, J. R. (2014). Zoneamento hierárquico da paisagem nos domínios da bacia do Rio Uruguai. *Sociedade & Natureza*, 26(2), 287-300. <http://dx.doi.org/10.1590/1982-451320140207>.

Frischenbruder, M. T. M., & Pellegrino, P. (2006). Using greenways to reclaim nature in Brazilian cities. *Landscape and Urban Planning*, 76(1-4), 67-78. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.09.043>.

Giordano, L. C., & Riedel, P. S. (2008). Multi-criteria spatial decision analysis for demarcation of greenway: a case study of the city of Rio Claro, São Paulo, Brazil. *Landscape and Urban Planning*, 84(3-4), 301-311. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.09.006>.

Goiânia. (2007, 29 de maio). *Lei complementar nº 171. Dispõe sobre o Plano Diretor e o processo de planejamento urbano do município de Goiânia e dá outras providências*. Goiânia: Diário Oficial do Município.

Gomes-Junior, E. R. (2014). *Estudo de caso da elaboração e implementação do plano de gestão integrada da orla marítima de Paripueira, Alagoas, Brasil* (pp. 1-18). Belém: APP Urbana.

Gurran, N., Gilbert, C., & Phibbs, P. (2015). Sustainable development control? Zoning and land use regulations for urban form, biodiversity conservation and green design in Australia. *Journal of Environmental Planning and Management*, 58(11), 1877-1902. <http://dx.doi.org/10.1080/09640568.2014.967386>.

Haddad, M. A. (2015). A framework for urban environmental planning in Brazil. *Revista Europea de Estudios Latinoamericanos y del Caribe*, (99), 113-125. <http://dx.doi.org/10.18352/erlacs.10106>.

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. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.01.011>.

João Pessoa. (1992, 30 de dezembro). *Lei complementar nº 3. Institui o Plano Diretor da cidade de João Pessoa*. João Pessoa: Diário Oficial do Município.

Koury, A. P., & Cavallari, T. V. (2018). Desenvolvimento urbano em áreas de fronteira: o caso do Itaim Paulista. *urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana*, 10(3), 663-676. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-3369.010.003.ao13>.

Leitão, A. B., & Ahern, J. (2002). Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 59(2), 65-93. [http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00005-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00005-1).

Leonelli, G. C. V., & Campos, E. F. R. (2018). Leis expansivas para a expansão urbana: campinas sem limites. *Urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana*, 10(Suppl 1), 36-48. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-3369.010.supl1.ao03>.

Li, F., Wang, R., Paulussen, J., & Liu, X. (2005). Comprehensive concept planning of urban greening based on ecological principles: a case study in Beijing, China. *Landscape and Urban Planning*, 72(4), 325-336. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.04.002>.

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

Macapá. (2004, 20 de janeiro). *Lei complementar nº 26. Institui o Plano Diretor de desenvolvimento urbano e ambiental do município de Macapá e dá outras providências*. Macapá: Diário Oficial do Município.

Maceió. (2005, 30 de dezembro). *Lei nº 5.486. Institui o Plano Diretor do município de Maceió, estabelece diretrizes gerais de política de desenvolvimento urbano e dá outras providências*. Maceió: Diário Oficial do Município.

Malheiros, T. F., Prota, M. G., & Ricón, M. A. P. (2013). Participação comunitária e implementação dos instrumentos de gestão da água em bacias hidrográficas. *Revista Ambiente & Água*, 8(1), 98-118. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.970>.

Manaus. (2014, 16 de janeiro). *Lei complementar nº 2. Dispõe sobre o Plano Diretor urbano e ambiental do município de Manaus e dá outras providências*. Manaus: Diário Oficial do Município.

McPhearson, T., Pickett, S. T. A., Grimm, N. B., Niemelä, J., Alberti, M., Elmqvist, T., Weber, C., Haase, D., Breuste, J., & Qureshi, S. (2016). Advancing urban ecology toward a science of cities. *Bioscience*, 66(3), 198-212. <http://dx.doi.org/10.1093/biosci/biw002>.

Mello, K., Toppa, R. H., & Cardoso-Leite, E. (2016). Priority areas for forest conservation in an urban landscape at the transition between Atlantic Forest and Cerrado. *Cerne*, 22(3), 277-288. <http://dx.doi.org/10.1590/01047760201622032172>.

Metzger, J. P. (2001). O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica*, 1(1), 1-9.

Metzger, J. P. (2010). O Código Florestal tem base científica? *Natureza & Conservação*, 8(1), 92. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.00801017>.

Nakano, A. K., & Guastella, S. A. (2015). A forma urbana a partir de planos diretores e leis de zoneamento do Município de São Paulo. *Pesquisa em Arquitetura e Construção*, 6(3), 142-154. <http://dx.doi.org/10.20396/parc.v6i3.8640799>.

Nascimento, S. M. M. G., & Gomes, J. M. A. (2018). Planejamento e orçamento municipal de Teresina para o crescimento econômico e meio ambiente no período de 2014 a 2016. *Urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana*, 10(3), 695-707. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-3369.010.003.ao15>.

Natal. (2007, 21 de junho). *Lei complementar nº 82. Dispõe sobre o Plano Diretor de Natal e dá outras providências*. Natal: Diário Oficial do Município.

Nielsen, A. B., Van den Bosch, M., Maruthaveeran, S., & Van den Bosch, C. K. (2014). Species richness in urban parks and its drivers: A review of empirical evidence. *Urban Ecosystems*, 17(1), 305-327. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-013-0316-1>.

Nunes, H. K. B., Silva, J. F. A., & Aquino, C. M. S. (2017). Código florestal (lei 12.651/2012) e zoneamento urbano de Teresina/PI: situação das áreas de preservação permanente (APP's) do Rio Poti. In A. Perez, Fo., & R. R. Amorim (Eds.), *Os desafios da geografia na fronteira do conhecimento* (pp. 6637-6648). Campinas: Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas. <http://dx.doi.org/10.20396/sbgfa.v1i2017.1858>.

Oliveira, M. R. L., & Nicolodi, J. L. (2012). Gestão Costeira no Brasil e os dez anos do Projeto Orla. Uma análise sob a ótica do poder public. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 12(1), 89-98.

Paiva, G. B. (2019). Zoneamento Ecológico Econômico e Economia do zoneamento: uma revisão teórica. In *Anais do XVIII Encontro Nacional da Associação Nacional de Pós-graduação e Pesquisa em Planejamento Urbano e Regional* (pp. 1-20). Natal: ENANPUR.

Palmas. (2007, 28 de dezembro). *Lei complementar nº 155. Dispõe sobre a política urbana do município de Palmas, formulada para atender ao pleno desenvolvimento das funções sociais da cidade e a garantia do bem-estar de seus habitantes, conforme estabelece a constituição federal/88, em seus arts. 182 e 183, e o estatuto da cidade, lei federal nº 10.257, de 10 de julho de 2001*. Palmas: Diário Oficial do Município.

Pardini, R., Bueno, A. A., Gardner, T. A., Prado, P. I., & Metzger, J. P. (2010). Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS One*, 5(10), e13666. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0013666>. PMID:21060870.

Peres, R. B., & Silva, R. S. (2013). Interfaces da gestão ambiental urbana e gestão regional: análise da relação entre Planos Diretores Municipais e Planos de Bacia Hidrográfica. *Urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana*, 5(2), 13-25. <http://dx.doi.org/10.7213/urbe.05.002.SE01>.

Pickett, S. T. A., Burch, W. R., Jr., Dalton, S. E., Foresman, T. W., Grove, J. M., & Rowntree, R. (1997). A conceptual framework for the study of human ecosystems in urban areas. *Urban Ecosystems*, 1(4), 185-199. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1018531712889>.

Pincetl, S. (2015). Cities as novel biomes: recognizing urban ecosystem services as anthropogenic. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 3, 1-5. <http://dx.doi.org/10.3389/fevo.2015.00140>.

Porto Alegre. (1999, 24 de dezembro). *Lei complementar nº 434. Dispõe sobre o desenvolvimento urbano no município de Porto Alegre, institui o Plano Diretor de desenvolvimento urbano ambiental de Porto Alegre e dá outras providências*. Porto Alegre: Diário Oficial do Município.

Porto Velho. (2008, 30 de junho). *Lei complementar nº 311. Dispõe sobre o Plano Diretor do município de Porto Velho e dá outras providências*. Porto Velho: Diário Oficial do Município.

Porto, M. F. A., & Porto, R. L. L. (2008). Gestão de bacias hidrográficas. *Estudos Avançados*, 22(63), 43-60. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142008000200004>.

Recife. (2008, 29 de dezembro). *Lei nº 17.511. Promove a revisão do Plano Diretor do município do Recife*. Recife: Diário Oficial do Município.

Rech, A. U. (2013). O zoneamento ambiental e urbanístico como instrumento de tutela efetiva e eficaz do meio ambiente. *Veredas do Direito*, 10(19), 93-222.

Rempel, C., Guerra, T., Porto, M. L., Périco, E., Eckhardt, R. R., & Cemin, G. (2008). A ecologia da paisagem como base para o zoneamento ambiental da região político-administrativa – Vale do Taquari – RS – Brasil: um modelo de proposta metodológica. *GeoFocus*, 9, 102-125.

Rigueira, D. M. G., Coutinho, S. L., Pinto-Leite, C. M., Sarno, V. L. C., Estavillo, C., Campos, S., Dias, V. S., & Chastinet, C. B. A. (2013). Perda de habitat, leis ambientais e conhecimento científico: proposta de critérios para a avaliação dos pedidos de supressão de vegetação. *Revista Caititu*, 1(1), 21-42. <http://dx.doi.org/10.7724/caititu.2013.v1.n1.d03>.

Rio Branco. (2006, 27 de outubro). *Lei nº 1.611. Aprova e institui o novo Plano Diretor do município de Rio Branco e dá outras providências*. Rio Branco: Diário Oficial do Município.

Rio de Janeiro. (2011, 1 de fevereiro). *Lei complementar nº 111. Dispõe sobre a política urbana e ambiental do município, institui o Plano Diretor de desenvolvimento urbano sustentável do município do Rio De Janeiro e dá outras providências*. Rio de Janeiro: Diário Oficial do Município.

Romero, H., Toledo, X., Órdenes, F., & Vásquez, A. (2001). Ecología urbana y gestión ambiental sustentable de las ciudades intermedias chilenas. *Ambiente y Desarrollo*, 17(4), 45-51.

Sadeck, L. W. R., Lima, A. M. M., & Adami, M. (2017). Artificial neural network for ecological-economic zoning as a tool for spatial planning. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 52(11), 1050-1062. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-204x2017001100011>.

Salvador. (2016, 30 de junho). *Lei nº 9.069. Dispõe sobre o Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano do município de Salvador – PDDU 2016 e dá outras providências*. Salvador: Diário Oficial do Município.

Santos, L. G. S. (2018). *Discurso × realidade: uma análise sobre a proposta de Zoneamento de Uso e Ocupação do solo no Plano Diretor de Desenvolvimento Municipal (PDDM) da cidade de Amargosa – Bahia* (Dissertação de mestrado). Salvador: Faculdade de Arquitetura, Univesidade Federal da Bahia.

Santos, M. R. R., & Ranieri, V. E. L. (2013). Critérios para análise do zoneamento ambiental como instrumento de planejamento e ordenamento territorial. *Ambiente & Sociedade*, 16(4), 43-60. <http://dx.doi.org/10.1590/S1414-753X2013000400004>.

São Luís. (2006, 11 de outubro). *Lei nº 4.669. Dispõe sobre o plano diretor do município de São Luís e dá outras providências*. São Luis: Diário Oficial do Município.

São Paulo. (2014, 31 de julho). *Lei nº 16.050. Aprova a política de desenvolvimento urbano e o Plano Diretor estratégico do município de São Paulo e revoga a lei nº 13.430/2002*. São Paulo: Diário Oficial do Município.

Silva, M. R. A., Maciel, L. S. C., Sobral, L. B. S., Moreira, M. F., Faria, R. V. R. A., & Simões, U. O. (2013). Zoneamento ambiental: um estudo de caso do processo de uso e ocupação do solo no município de Uberlândia. *Revista Eletrônica Geoaraguaia*, 3(2), 318-342.

Souza, C. S. (2013). O papel do zoneamento ambiental no planejamento municipal. *Revista de Propriedade Intelectual-Direito Econômico e Constituição*, 4(1), 154-175. <http://dx.doi.org/10.16928/2316-8080.V4N1p.154-175>.

Tambosi, L. R., & Metzger, J. P. (2013). A framework for setting local restoration priorities based on landscape context. *Natureza & Conservação*, 11(2), 152-157. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2013.024>.

Teresina. (2006, 20 de outubro). *Lei nº 3.558. Reinstitui o Plano Diretor de Teresina, denominado Plano de Desenvolvimento Sustentável – Teresina Agenda 2015, e dá outras providências*. Teresina: Diário Oficial do Município 1.124: 1-40.

Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielborger, 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. <http://dx.doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x>.

Turner, M. G. (2005). Landscape ecology: what is the state of the science? *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 36(1), 319-344. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.102003.152614>.

Vitória. (2018, 22 de maio). *Lei nº 9.271. Aprova o Plano Diretor Urbano do Município de Vitoria e dá outras providências*. Vitória: Diário Oficial do Município, 940, pp. 1-37.

Wu, J. (2014). Urban ecology and sustainability: the state-of-the-science and future directions. *Landscape and Urban Planning*, 125, 209-221. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.018>.

CAPÍTULO II

Este capítulo apresenta o manuscrito intitulado “**Ecologia e conservação da biodiversidade de formigas urbanas**”, publicado como capítulo do livro em: *Formigas em ambientes urbanos no Brasil*. Os critérios de redação e formatação seguem as normas do livro. A tabela 1 e quadro 1 foram retirados da presente tese para melhor apresentação estética. Mais informações podem ser acessadas em: Melo, T.S. & Delabie, J.H.C. 2017. Ecologia e conservação da biodiversidade de formigas urbanas. In: Bueno, O.C.; Campos, A.E.C. & Morine, M.S.C. (eds) *Formigas em ambientes urbanos no Brasil*. Bauru, Canal 6, pp 189-240. Disponível em: http://www.canal6.com.br/livros_loja/Livro_Formigas_em_ambientes_urbanos.pdf

Ecologia e conservação da biodiversidade de formigas urbanas

Tércio da Silva Melo¹ & Jacques Hubert Charles Delabie^{1,2}

¹Universidade Federal da Bahia (UFBA), Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento. Rua Barão de Geremoabo, s/n°, 40170-290 – Salvador – BA – Brasil

²Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira (CEPLAC), Laboratório de Mirmecologia. Rodovia Ilhéus/Itabuna Km 22, s/n°, 45600-000 – Itabuna – BA – Brasil

Resumo – No que concerne às mudanças na biodiversidade causada pela urbanização, a formação e expansão das cidades estão entre as principais causas de perda da biodiversidade nativa em escalas regionais e globais. Porém, apesar dos impactos gerados pela urbanização, as cidades brasileiras ainda registra um grande número de espécies de formigas, registrando-se ao menos 492 espécies e/ou morfoespécies. A maior parte dessas espécies encontra-se em habitat classificados como áreas verdes, contudo, outros tipos de habitat (áreas construídas) também apresentam grande número de espécies (309 espécies e/ou morfoespécies). Estudos têm demonstrado uma grande riqueza de formigas nativas, mesmo com diferentes níveis de perturbação antropogênica. No Brasil, a maior parte dos estudos sobre formigas em ambiente urbano corresponde a levantamentos da mirmecofauna ou avaliação dos efeitos da urbanização sobre as formigas em diferentes tipos de habitat. Ainda, muitos trabalhos sobre saúde pública também foram realizados em hospitais, seguido de estudos de comportamento, controle de pragas e formigas invasoras, seguidos de estudos de fisiologia e forense foram realizados em ambientes urbanos brasileiros. Os estudos sobre a mirmecofauna em ambientes urbanos ocorrem em 48 cidades, distribuídas em nove estados brasileiros, não havendo estudos localizados nos biomas da Caatinga e Pantanal. Já os trabalhos realizados em cidades localizadas na Mata Atlântica registraram o maior número de espécies, seguido do Cerrado, Amazônia e o Pampa. Em relação às subfamílias mais registradas nas cidades Myrmicinae apresentou maior riqueza, seguido de Formicinae, Ponerinae e Dolichoderinae. No Brasil, as espécies *Wasmannia auropunctata*, *Tapinoma melanocephalum*, *Monomorium florícola*, *Paratrechina longicornis* e *Solenopsis saevissima* são amplamente registradas em grande parte das cidades, bem como na maioria dos habitat urbanos. Diversos tipos de habitat

foram inventariados por pesquisadores: centro de reciclagem de resíduos urbanos, comércios, fragmentos remanescentes da vegetação nativa, hospitais, indústrias, instituições de ensino, jardins, muros, parques, praças, prédios, residências, terrenos baldios e rurais, apesar de alguns trabalhos não definirem adequadamente os tipos de habitat amostrados. Dentre estes habitat, os considerados como áreas verdes têm demonstrado grande importância, já que a relevância vai além da conservação da mirmecofauna, já que podem contribuir para o aumento da heterogeneidade dos habitat urbanos, favorecendo uma maior riqueza de espécies. Contudo, faltam estudos que apresentem recomendações explícitas sobre de manejos de áreas verdes urbanas para a conservação de formigas. No que concerne à avaliação do efeito da urbanização brasileira sobre as formigas, características como: atividade econômica e tamanho da cidade; estrutura, localização, tempo de urbanização e nível de conservação dos bairros; além das características dos ambientes residências são fatores determinantes na mirmecofauna encontradas nas cidades.

Introdução

Um dos principais fenômenos globais da atualidade e com significativo crescimento, a urbanização, se tornou uma das maiores preocupações da conservação ambiental (SHOCHAT et al., 2006; GRIMM et al., 2008; AGUILERA et al., 2011). Ecologicamente, o processo de urbanização implica na conversão de áreas nativas em várias formas antropogênicas de uso da terra (PICKETT; CADENASSO, 2006), intensificando a fragmentação e isolamento de ambientes naturais, além do aumento local na densidade da população humana (MCINTYRE et al., 2000; MCINTYRE et al., 2001; PICKETT; CADENASSO, 2006). A formação de ambientes urbanos cria diversos tipos de habitat com diferentes níveis de complexidade (BYRNE, 2007; FAETH et al., 2011), e esta variabilidade é uma das principais métricas usada para medir a urbanização (TOIT; CILLIERS, 2011).

No que concerne às mudanças na biodiversidade causada pela urbanização, ocorre aumento na produtividade primária, temperatura (SHOCHAT et al., 2006; KOWARIK, 2011), heterogeneidade/fragmentação e perturbação de habitat (KOWARIK, 2011); além de modificações na dinâmica trófica (SHOCHAT et al., 2006), degradação de áreas naturais e surgimento de novas áreas urbanas por justaposição às áreas naturais (KOWARIK, 2011). De forma geral, a formação e expansão das cidades estão entre as principais causas de perda da biodiversidade nativa (MCKINNEY, 2002; MCKINNEY, 2006; FAETH et al., 2011) em escalas regionais e globais (GRIMM et al., 2008). Essa perda se dá devido a cidades criarem e/ou alterarem habitat, favorecendo modificações morfológicas, comportamentais em animais, nas dinâmicas populacionais, nas estruturas das comunidades (SHOCHAT et al., 2006; BYRNE, 2007), além de beneficiarem poucas espécies adaptadas aos ambientes antropizados, promovendo a homogeneização biótica em diversas escalas espaciais (MCKINNEY, 2006). Em contrapartida, estudos demonstram a importância das cidades na manutenção da biodiversidade nativa (DEARBORN; KARK, 2010; KOWARIK, 2011; MELO et al., 2014) e de espécies consideradas raras e ameaçadas (LUNDHOLM; RICHARDSON, 2010; KOWARIK, 2011).

Dentre os muitos tipos de habitat urbanos, as áreas verdes (exemplo: fragmentos florestais, parques, praças, terrenos baldios, encostas, canteiros de avenidas, quintais, jardins, etc) têm demonstrado grande importância na manutenção da diversidade

biológica em metrópoles (WENER, 2011), e são apontadas como locais que necessitam de atenção (UNO et al., 2010).

A fragmentação e perda de habitat nas cidades tornam esses ambientes homogêneos, e as áreas verdes podem aumentar a heterogeneidade na paisagem urbana, favorecendo a permanência de espécies. Desta forma, a compreensão da influência dos habitat é importante para o manejo e conservação da biodiversidade (BYRNE, 2007), bem como o planejamento urbano (NIEMELA, 1999), pois alguns tipos de habitat são capazes de suportar uma rica biota (SATTTLER et al., 2010).

Cidades também podem ser ambientes climaticamente mais estáveis (quando localizados em regiões quentes, frias e/ou desérticas) e apresentar habitat antrópicos às vezes considerados análogos a habitat naturais (por exemplo, parques e praças sombreados por árvores, muros de pedra que se assemelham a formações rochosas, postes que disponibilizam locais para fixação de epífitas e ninhos de aves, etc), permitindo a permanência de espécies nativas ou mesmo consideradas raras e/ou ameaçadas (LUNDHOLM; RICHARDSON, 2010; KOWARIK, 2011).

Ecologia e conservação de formigas em cidades brasileiras

Dentre as vantagens de se conservar a biodiversidade nativa em ambientes urbanos, talvez, a manutenção dos serviços ecossistêmicos seja um dos fatores mais importantes para a garantia da qualidade de vida humana e ambiental (DEARBORN; KARK, 2010). Como os serviços ecossistêmicos são determinados pelas funções que as espécies exercem no meio ambiente, o número de espécies nativas pode ser considerado um indicativo confiável da manutenção destes serviços nesse tipo de ambiente (SATTTLER et al., 2010). Desta forma, alterações deletérias na biodiversidade das cidades podem significar perda de eficiência nos processos ecossistêmicos (ALBERTI, 2005).

Ecologicamente, as formigas atuam principalmente como engenheiros ecossistêmicos, afetando direta ou indiretamente o fluxo de energia e matéria nos ecossistemas e habitats, além de pertencerem a diferentes níveis tróficos (consumidores primários e secundários) (FOLGARAIT, 1998). Em relação aos trabalhos envolvendo formigas em ambientes urbanos no Brasil, os estudos iniciaram-se por volta da década de 1980 e, atualmente, o país possui o segundo maior número de publicações sobre o assunto no mundo (SANTOS, 2016). Nas cidades brasileiras ocorre um grande número de

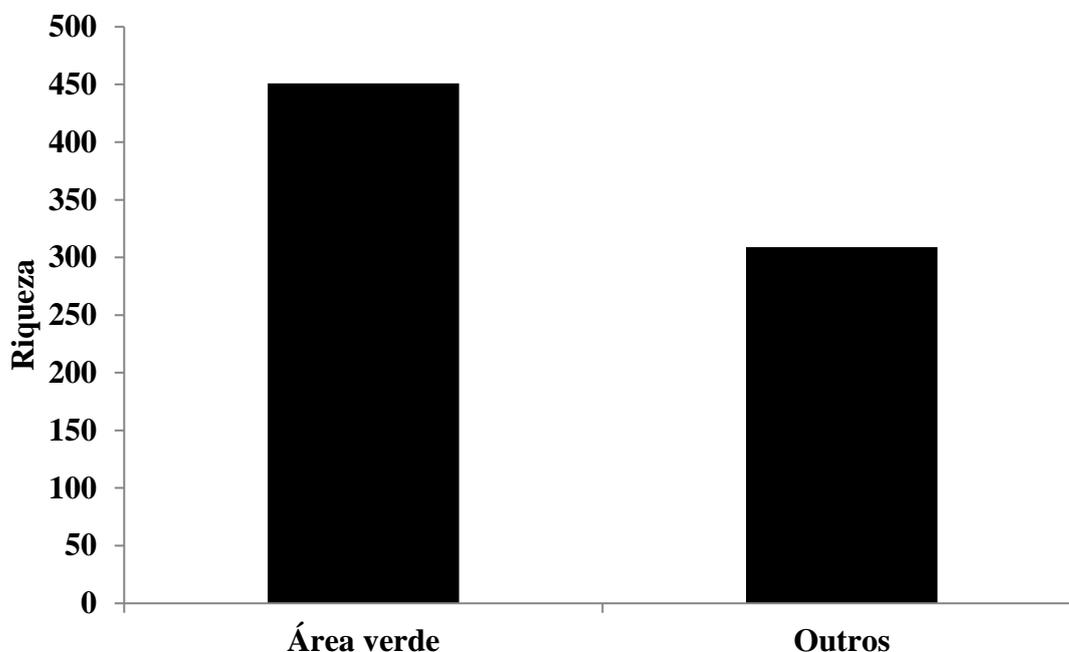
espécies de formigas, registrando-se ao menos 492 espécies e/ou morfoespécies. A maior parte dessas espécies encontra-se em habitats classificados como áreas verdes (exemplo: fragmentos, parques, praças, jardins, praças e terrenos baldios) (451 espécies e/ou morfoespécies; Figura 1¹; Tabela 1), contudo, outros tipos de habitats (classificados como áreas construídas, exemplo: ambientes residenciais, comerciais, hospitalares, indústrias e instituições de ensino) também apresentam grande número de espécies (309 espécies e/ou morfoespécies).

No Brasil e no mundo, os estudos têm demonstrado uma grande riqueza de formigas nativas, mesmo com diferentes níveis de perturbação antropogênica (SANTOS, 2016). Ambientes naturais (como fragmentos florestais e parques) conseguem manter uma elevada riqueza de formigas porque apresentam diversas opções de locais para nidificação, que são importantes recursos para a conservação de mirmecofauna (FRIEDRICH; PHILPOTT, 2009). Porém, o processo de urbanização em geral contribui para extirpar uma maioria desses sítios de estabelecimento de colônias, criando ao mesmo tempo locais de nidificação artificiais (exemplo: falhas e cavidades encontradas em construções) (FRIEDRICH; PHILPOTT, 2009). Dessa forma, é possível que áreas construídas mantenham um alto número de espécies se comparado a áreas verdes. Assim, também é importante destacar que a riqueza de formigas em uma área construída é relacionada ao grau de impacto humano, além de serem influenciadas pelas áreas verdes circundantes (DELABIE et al., 2006; MUNHAE et al., 2009). Ressalta-se ainda aumento na riqueza e abundância de formigas em gradientes de urbanização, de ambientes mais antropizados (áreas construída) para os menos impactados (áreas verdes); contudo, sem alterações na composição da mirmecofauna (LUTINSKI et al., 2014). Nesse sentido, se um habitat localiza-se ao redor de centros urbanos (mais antropizado e isolado) ou de áreas verdes (menos antropizado e isolado) esta proximidade pode influenciar a riqueza de formigas encontradas no local (PACHECO; VASCONCELOS, 2007). Dessa forma, a conservação de áreas verdes nas cidades permite maior manutenção de espécies de

¹ Para a elaboração das figuras 1 e 2, foram consideradas as morfoespécies. Por ser morfoespécie, oriundas de diferentes trabalhos, não há como saber se são as mesmas morfoespécies. Assim, foi contabilizado o número de morfoespécie somente de um artigo para um determinado gênero (sendo essa publicação a que apresentou a maior riqueza de morfoespécies). Exemplo: O artigo A apresentou 10 morfoespécies de *Pheidole* sp.; o artigo B apresentou 15 morfoespécie de *Pheidole* sp. e o artigo C apresentou 12 morfoespécies de *Pheidole* sp. Neste caso, foi considerado somente as 15 morfoespécies de *Pheidole* sp. do artigo B.

formigas como um todo, evitando que ocorra homogeneização da biota observada em áreas estritamente urbanas (MUNHAE et al., 2009).

Figura 1 - Comparação da riqueza de formigas em cidades brasileiras em habitats classificados como áreas verdes e outros tipos.



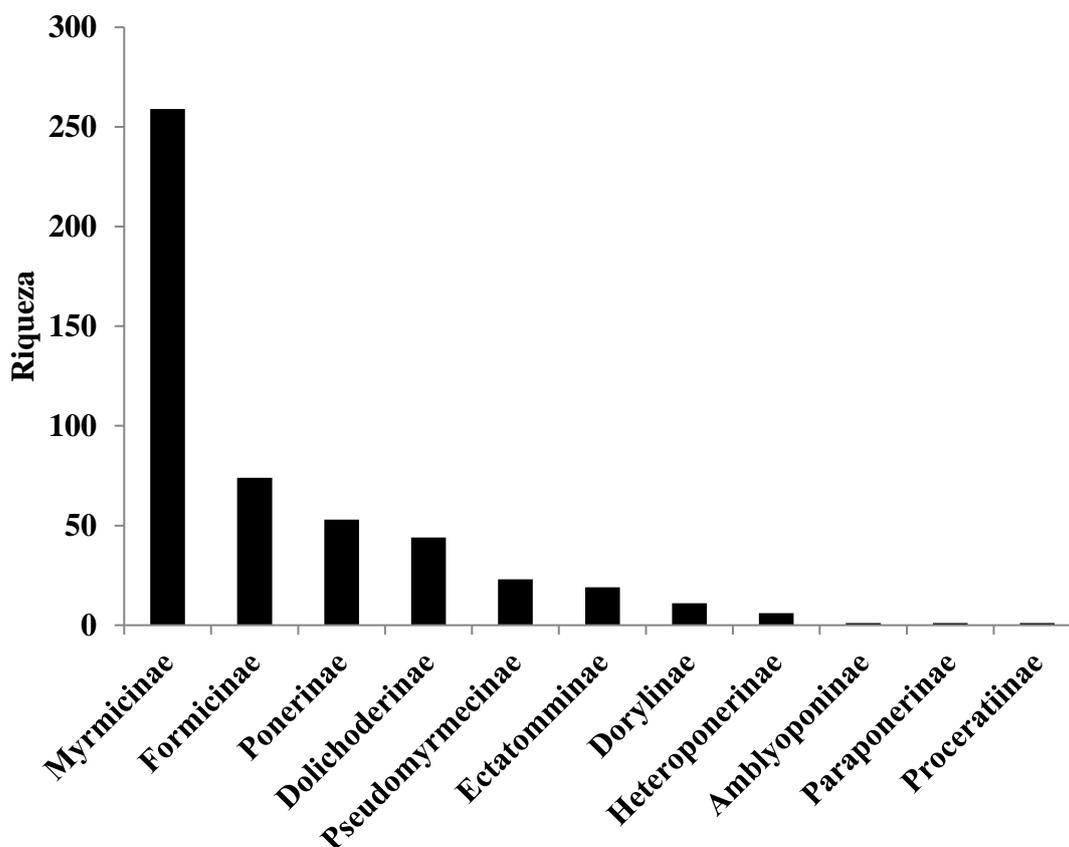
No mundo, a maioria dos estudos que abordou as formigas num contexto urbano testou ou examinou casos relevantes para os processos e padrões ecológicos fundamentais, exceto quando o assunto é controle de pragas (SANTOS, 2016). No Brasil, a maior parte dos estudos sobre formigas em ambiente urbano (pelo menos 46 artigos, Quadro 1), corresponde a levantamentos da mirmecofauna ou avaliação dos efeitos da urbanização sobre as formigas em diferentes tipos de habitat (23 artigos), com predominância de trabalhos realizados em áreas verdes. Porém, na maioria dos estudos focados em ecologia e biodiversidade, foi dada maior ênfase à estrutura da comunidade (especialmente a riqueza e composição de espécies), pouco avaliando os fatores ambientais urbanos que influencia as formigas (SANTOS, 2016). Muitos trabalhos sobre saúde pública também foram realizados em hospitais (11 artigos), e o Brasil é um dos países que mais avaliou formigas de ambientes hospitalares como possíveis vetores de patógenos (AQUINO et al., 2012; CASTRO et al., 2015; SANTOS, 2016). Em sequência, trabalhos sobre temáticas relacionadas a comportamento de formigas (cinco artigos),

controle de pragas e formigas invasoras (cinco artigos), seguidos de estudos de fisiologia e forense (um artigo para cada) foram realizados em ambientes urbanos brasileiros.

Diante do levantamento bibliográfico realizado, e de acordo com as palavras-chave usadas, não há pesquisa em ambientes urbanos localizados na Caatinga e Pantanal. A ausência de informação sobre formigas em cidade brasileiras localizados nos biomas da Caatinga e Pantanal deve ser um viés de amostragem, em função da distribuição de centros e grupos de pesquisa localizados nos estados, determinando uma maior ou menor riqueza de formigas para os biomas e estados. Em relação às espécies, trabalhos realizados na Mata Atlântica registraram 480 espécies, em seguida vem o Cerrado (n=155), Amazônia (n=126) e o Pampa (n=38). Os estudos sobre a mirmecofauna em ambientes urbanos ocorrem em 48 cidades, distribuídas em nove estados brasileiros, sendo a Bahia com maior riqueza de formigas (n=256), seguido de São Paulo (n=205), Santa Catarina (n=178), Minas Gerais (n=175) e Rondônia (n=101).

O número total de espécies registradas de acordo como levantamento bibliográfico realizado foi 492 espécies, que se distribuem em 11 subfamílias, sendo que Myrmicinae é a mais rica (n=259), seguido de Formicinae (n=74), Ponerinae (n=53) e Dolichoderinae (n=44) (Figura 2). No Brasil, *Wasmannia auropunctata*, *Tapinoma melanocephalum*, *Monomorium floricola* e *Paratrechina longicornis* estão presentes em mais de 50% das cidades. Já *P. longicornis*, *W. auropunctata*, *M. floricola*, *Solenopsis saevissima* e *T. melanocephalum* são encontradas em um maior número de habitat. Vale destacar que espécies frequentemente registradas em diversas cidades e habitat, são consideradas invasoras, sendo mais facilmente encontradas em habitat urbanos.

Figura 2 - Comparação da riqueza de formigas em áreas urbanas por subfamília.



Nas cidades brasileiras, diversos tipos de habitat foram inventariados: centro de reciclagem de resíduos urbanos, comércios, fragmentos remanescentes da vegetação nativa, hospitais, indústrias, instituições de ensino, jardins, muros, parques, praças, prédios, residências, terrenos baldios e rurais. Contudo, alguns trabalhos não definem adequadamente os tipos de habitat amostrados, utilizando termos genéricos como: ambiente urbano, antropizado e área verde. Dentre os 14 tipos de habitat, fragmentos são os locais onde mais estudos foram realizados (12 artigos), além de serem os locais que apresentam a maior riqueza em cidades (390 espécies). Estudos também têm demonstrado que diferentes fragmentos florestais situados em cidades apresentam diferentes comunidades de formigas (MORINI et al., 2007; GUIMARÃES et al., 2013), além de possuírem um efeito de borda com mais de 90m, com diferenciação da mirmecofauna a partir dos 150m (DÁTTILO et al., 2011; CAJAIBA; SILVA, 2014). Em sequência, muitos estudos têm ocorrido em ambientes internos de hospitais (11 artigos) e residências (10 artigos). Apesar do grande número de estudos em hospitais, é um dos habitat que

apresentam a menor diversidade, possivelmente devido ao alto grau de higienização, conservação das estruturas do prédio e controle de pragas. Em contra ponto, ambientes residenciais (mesmo em áreas internas das casas) têm apresentado a segunda maior riqueza de espécies (153 espécies), possivelmente devido a muitas casas possuírem áreas verdes (jardins, quintais, terrenos baldios e fragmentos) em seu entorno. Ainda, dentre as áreas verdes a ocorrência de uma maior complexidade na estratificação vertical da vegetação favorece a um maior número de espécies, com uma maior frequência de espécies arbóricolas (SANTOS-SILVA et al., 2016).

Apesar das áreas verdes possuírem em geral um maior número de espécies (Figura 1), também é possível observar uma riqueza considerável de formigas em outros tipos de habitat. No mundo inteiro, as áreas verdes em cidades são considerados importantes para a manutenção de uma fração importante da mirmecofauna nativa (KAMURA et al., 2007; PACHECO; VASCONCELOS, 2007; MENKE et al., 2011; WENER, 2011; SOUZA et al., 2012; LUTINSKI et al., 2013; MELO et al., 2014; SANTOS, 2016), apresentando diferenças significativa de riqueza na comparação entre diferentes tipos de habitat (PACHECO; VASCONCELOS, 2007). A importância desses ambientes vai além da conservação da mirmecofauna, já que podem contribuir para o aumento da heterogeneidade dos habitat urbanos, favorecendo uma maior riqueza de espécies.

As áreas verdes podem servir como repositórios de espécies de formigas (PACHECO; VASCONCELOS, 2007) para áreas construídas, bem como elementos da paisagem que auxiliam no deslocamento e dispersão das espécies, servindo como corredores e/ou trampolins ecológicos, fomentando conectividade dentro das cidades (MENKE et al., 2011). Contudo, faltam estudos que apresentem recomendações explícitas sobre de manejos de áreas verdes urbanas para a conservação de formigas (SANTOS, 2016). Além disso, para acessar uma maior diversidade de formigas em ambientes urbanos, é importante a utilização de métodos de amostragem variados, sem que haja necessidade da utilização de iscas (RIBEIRO et al., 2012).

Nas cidades, formigas consideradas oportunistas são predominantes devido a seus hábitos generalistas, o que não determina (a priori) uma mirmecofauna sinantrópica/invasora nos ambientes urbanos (RIBEIRO et al., 2012). Porém, a estruturação de uma comunidade de formigas pode ser determinada por espécies dominantes (DELABIE et al., 1995; FOWLER; BUENO, 1996; KAMURA et al., 2007; PIVA; CAMPOS, 2012), e a mirmecofauna pode sofrer alterações na sua estruturação em

curto espaço de tempo, sem que haja qualquer intervenção humana (FOWLER; BUENO, 1996). Por outro lado, é necessário manter áreas arborizadas no perímetro urbano com elementos da vegetação nativa, para que espécies especialistas não sejam extintas localmente, pois possuem um importante papel ecológico (IOP et al., 2009).

No que concerne à avaliação do efeito da urbanização brasileira sobre as formigas, características da atividade econômica da cidade (exemplo: cidades cujo desenvolvimento econômico dependente do comércio, indústrias e/ou agricultura), estão entre os primeiros fatores a influenciar a comunidade de formigas (MUNHAE et al., 2009). Provavelmente isso decorra de como a exploração econômica gera formas divergentes de uso das áreas nativas, além de existir exigências legais distintas dos órgãos ambientais (estaduais e municipais) em relação à conservação das áreas naturais. Outro fator que influencia as comunidades de formigas é o tamanho da área urbana. Cidades consideradas grandes não apresentam variações temporais nas comunidades de formigas, quando comparado a cidades pequenas (MUNHAE et al., 2009). Isto se deve às grandes comunidades urbanas não apresentarem grandes variações de temperatura e umidade durante as estações do ano, o que torna estes locais um ambiente mais estável (LUNDHOLM; RICHARDSON, 2010; KOWARIK, 2011) e favorável a determinadas comunidades de formigas.

Dentro das cidades, a estrutura dos bairros e o nível de conservação das residências são aspectos ambientais determinantes das espécies que podem ser encontradas (SOARES et al., 2006; SILVA et al., 2009). Bairros recentemente urbanizados, e que apresentam alto grau de perturbação antrópica, favorecem o estabelecimento e permanência de espécies invasivas e/ou exóticas de formigas que passam a dominar o espaço (veja parte II, capítulo II; PIVA; CAMPOS, 2012). Em contrapartida, bairros localizados próximos a áreas de mata apresentam maior número de espécies nativas com uma menor abundância de indivíduos. Dessa forma, uma maior proporção de áreas verdes é umas das características mais relevantes para a conservação de formigas em ambientes urbanos (KAMURA et al., 2007; PACHECO; VASCONCELOS, 2007; SOUZA et al., 2012).

Nos bairros, duas características são importantes na determinação das formigas nos ambientes residenciais: o tempo de urbanização e proximidade com áreas verdes (SILVA et al., 2009). Assim, casas que apresentam áreas verdes em seu entorno, tais como jardins, quintais e terrenos baldios, possuem uma maior riqueza de espécies se

comparadas a casas desprovidas desses ambientes (PIVA; CAMPOS, 2012; SILVA et al., 2009). Isto acontece, pois os ambientes residenciais são em geral estruturalmente mais complexos permitindo a manutenção de um maior número de espécies (SILVA et al., 2009). Ainda, quando na parte externa desses ambientes, a vegetação nativa é mantida em jardins e quintais, gera impactos positivos nas comunidades de formigas (KAMURA et al., 2007; PACHECO; VASCONCELOS, 2007). Já as áreas internas de casas apresentam menor riqueza e maior abundância de formigas se comparado às áreas externas (KAMURA et al., 2007). Em relação às áreas externas das casas, a riqueza em gêneros não apresenta correlação com o tamanho dos jardins/quintais, contudo, a ocorrência de árvores certamente influencia positivamente a mirmecofauna (VITAL et al., 2015).

Dentro das casas, formigas são beneficiadas por condições ambientais estáveis, acesso permanente a alimentos e ausência de predadores (MARQUES et al., 2002). Essas formigas são mais frequentemente observadas nos interiores das casas durante a noite e em períodos chuvosos (MARQUES et al., 2002). A riqueza de espécies encontradas em residências está relacionada com o nível de conservação da construção (FOWLER; BUENO, 1998). Porém, é mais comum a presença de espécies de formigas pequenas dentro das casas, com menos de 5mm, enquanto que espécies maiores são normalmente noturnas (DELABIE et al., 1995). Residências bem conservadas apresentam menor número de espécies por oferecer menores oportunidades de locais de nidificação (SOARES et al., 2006) em comparação à residências mais antigas e menos conservadas. Dentro das casas, a cozinha é onde podemos encontrar, em geral, a maior abundância e riqueza de formigas (MARQUES et al., 2002; KAMURA et al., 2007; SILVA et al., 2009). Essa maior diversidade em cozinhas está relacionada com a maior disponibilidade de alimentos, o que também favorece a manutenção de espécies invasoras (PIVA; CAMPOS, 2012), que predominam numericamente nas casas (DELABIE et al., 1995). Contudo, as salas das residências também podem apresentar uma maior abundância e riqueza de formigas, porque ali existe uma maior área e disponibilidade de locais de nidificação (DELABIE et al., 1995; MARQUES et al., 2002). Ainda, a presença de crianças favorece a manutenção de espécies invasoras nas casas (maior disponibilidade de alimentos), ao contraponto que animais domésticos favorecem uma maior diversidade de formigas (PIVA; CAMPOS, 2012).

Conclusão

Nas cidades brasileiras, em diferentes escalas espaciais, a mirmecofauna tem sido influenciada por diversos fatores ambientais como: tamanho e tipo de atividade econômica predominante da cidade; estrutura, localização e nível de conservação dos bairros; além da complexidade estrutural dos habitats (ex: estratificação vertical da vegetação), tipo de vegetação e conservação das edificações. O tempo de urbanização também é um fator importante na determinação da comunidade de formigas. Em especial nas ambientes urbano brasileiro, áreas verdes têm demonstrado grande importância para conservação da mirmecofauna. São os tipos de habitat que apresentam maior riqueza de espécie em comparação à ambientes construídos, bem como menor presença de espécies exóticas, invasoras e sinantrópicas. Ainda, as áreas verdes contribuem para o aumento da heterogeneidade de habitat na paisagem urbana, favorecendo a manutenção de um maior número de espécies nas cidades. Contudo, faltam estudos que apresentem recomendações explícitas sobre de manejos de áreas verdes urbanas para a conservação de formigas. Por fim, trabalhos sobre a mimercofauna em cidades estão concentrados a ambientes urbanos localizados em na Mata Atlântica e Cerrado, da região Sul e Sudeste do Brasil, sendo necessária a ampliação de estudos nos demais biomas e regiões do país.

Agradecimento

Agradecemos aos organizadores desta obra pelo convite para escrever este capítulo. TSM agradece a bolsa de doutorado da CAPES no Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento na Universidade Federal da Bahia. JHCD agradece a bolsa de pesquisa da CNPq.

Referências

AGUILERA, F.; VALENZUELA, L.M.; BOTEQUILHA-LEITÃO, A. Landscape metrics in the analysis of urban land use patterns: a case study in a Spanish metropolitan area. *Landscape and Urban Planning*, v.99, p.226–238, 2011.

ALBERTI, M. The effects of urban patterns on ecosystem function. *International Regional Science Review*, v.2, p.168–192, 2005.

ANGILLETTA-JR, M.J.; WILSON, R.S.; NIEHAUS, A.C.; SEARS, M.W.; NAVAS, C.A.; RIBEIRO, P.L. Urban physiology: city ants possess high heat tolerance. *PloS One*, v.2, p.1-4, 2007.

AQUINO, R.S.S.; SILVEIRA, S.S.; PESSOA, W.F.B.; RODRIGUES, A.; ANDRIOLI, J.L.; DELABIE, J.H.C.; FONTANA, R. Filamentous fungi vectored by ants (Hymenoptera: Formicidae) in a public hospital in north-eastern Brazil. *Journal of Hospital Infection*, v.83, p.200-204, 2012.

BICHO, C.L.; BRANCÃO, M.L.C.; PIRES, S.M. Mirmecofauna (Hymenoptera, Formicidae) em hospitais e postos de saúde no município de Bagé, RS. *Arquivos do Instituto Biológico*, v.74, p.373-377, 2007.

BYRNE, L.B. Habitat structure: A fundamental concept and framework for urban soil ecology. *Urban Ecosystems*, v.10, p.255–274, 2007.

CAJAIBA, R.L.; SILVA, W.B. Mirmecofauna (Hymenoptera: Formicidae) em fragmento florestal urbano no município de Uruará-PA. *Enciclopédia Biosfera*, v.10, p.2226-2238, 2014.

CANTONE, S.M.; CAMPOS, A.E.C. Nesting and reproduction of *Pachycondyla striata* (Formicidae: Ponerinae) in urban areas: an ant that offers risk of accidents. *Acta Scientiarum Biological Science*, v.37, p.337-344, 2015.

CASTRO, M.M.; ALMEIDA, M.; FERNANDES, E.F.; PREZOTO, F. Ants in the hospital environment: ecological parameters as support for future management strategies. *Neotropical Entomology*, v.45, p.320-325, 2016.

CASTRO, M.M.; PREZOTO, H.H.S.; FERNANDES, E.F.; BUENO, O.C.; PREZOTO, F. The ant fauna of hospitals: advancements in public health and research priorities in Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, v.59, p.77-83, 2015.

COSTA, S.B.; PELLI, A.; CARVALHO, G.P.; OLIVEIRA, A.G.; SILVA, P.R.; TEIXEIRA, M.M.; MARTINS, E.; TERRA, A.P.S.; RESENDE, E.M.; OLIVEIRA, C.C.H.B.; MORAIS, C.A. Formigas como vetores mecânicos de microorganismos no Hospital Escola da Universidade Federal do Triângulo Mineiro. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, v.39, p.527-529, 2006.

DÁTILLO, W.; SIBINEL, N.; FALCÃO, J.C.F.; NUNES, R.V. Mirmecofauna em um fragmento de floresta Atlântica urbana no município de Marília, SP, Brasil. *Bioscience Journal*, v.27, p.494-504, 2011.

DEARBORN, D.C.; KARK, S. Motivations for conserving urban biodiversity. *Conservation Biology*, v.24, p.432-440, 2010.

DELABIE, J.H.C. Primeiro registro de *Tetramorium lucayanum* Wheeler, 1905, na America continental (Hymenoptera: Formicidae), *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil*, v.23, p.141-142, 1994.

DELABIE, J.H.C.; NASCIMENTO, I.C.; PACHECO, P.; CASIMIRO, A.B. Community structure of house-infesting ants (Hymenoptera: Formicidae) in Southern Bahia, Brazil. *Florida Entomologist*, v.78, p.264-270, 1995.

DELABIE, J.H.C.; PAIM, V.R.L.M.; NASCIMENTO, I.C.; CAMPIOLO, S.; MARIANO, C.S.F. As formigas como indicadores biológicos do impacto humano em manguezais da costa sudeste da Bahia. *Neotropical Entomology*, v.35, p.602-615, 2006.

ELISEI, T.; JUNIOR, C.R.; GUIMARÃES, D.L.; PREZOTO, F. Comportamento de Forrageio de *Camponotus sericeiventris* Guérin (Hymenoptera, Formicidae) em Ambiente Urbano. *EntomoBrasilis*, v.5, p.170-172, 2012.

FAETH, S.H.; BANG, C.; SAARI, S. Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of New York Academy of Sciences*, v.1223, p.69–81, 2011.

FARNEDA, F.Z.; LUTINSKI, J.A.; GARCIA, F.R.M. Comunidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) na área urbana do município de Pinhalzinho, Santa Catarina, Brasil. *Revista de Ciências Ambientais*, v.1, p.53-66, 2007.

FOLGARAIT, P.J. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity and Conservation*, v.7, p.1221-1244, 1998.

FONSECA, A.R.; BATISTA, D.R.; AMARAL, D.P.; CAMPOS, R.B.F.; SILVA, C.G. Formigas (Hymenoptera: Formicidae) urbanas em um hospital no município de Luz, Estado de Minas Gerais. *Acta Scientiarum*, v.32, p.29-34, 2010.

FOWLER, H.G.; ANARUMA FILHO, F.; BUENO, O.C. Seasonal space usage by the introduced pharaoh's ant, *Monomorium pharaonis* (L.) (Hym., Formicidae), in institutional settings in Brazil and its relation to other structural ant species. *Journal of Applied Entomology*, v.115, p.416-419, 1993.

FOWLER, H.G.; BUENO, O.C. Congruent spatial and temporal foraging by a dominant ant (Hym., Formicidae) and its replacement in an assemblage in a large urban structure in southeastern Brazil. *Journal of Applied Entomology*, v.120, p.29-32, 1996.

FOWLER, H.G.; BUENO, O.C. O avanço das formigas urbanas. *Ciência Hoje*, v.23, p.73-80, 1998. FREITAS, A.V.L. Nest relocation and prey specialization in the ant *Leptogenys propefalcigera* Roger (Formicidae: Ponerinae) in na urban area in southeastern Brazil. *Insectes Sociaux*, v.42, p.453-456, 1995.

FRIEDRICH, R.; PHILPOTT, S.M. Nest-site limitation and nesting resources of ants (Hymenoptera: Formicidae) in urban green spaces. *Environmental Entomology*, v.38, p.600-607, 2009.

GARCIA, F.R.M.; AHLERT, C.C.; FREITAS, B.R.; TRAUTMANN, M.M.; TANCREDO, S.P.; LUTINSKI, J.A. Ants (Hymenoptera: Formicidae) in five hospitals of Porto Alegre, Rio Grande do Sul State, Brazil. *Acta Scientiarum*, v.33, p.203-209, 2011.

GRIMM, N.B.; FAETH, S.H.; GOLUBIEWSKI, N.E.; REDMAN, C.L.; WU, J.; BAI, X.; BRIGGS, J.M. Global change and the ecology of cities. *Science*, v.319, p.756-760, 2008.

GUIMARÃES, M.V.A.; BENATI, K.R.; PERES, M.C.L.; DELABIE, J.H.C. Assembléia de formigas de serrapilheira em fragmentos florestais no município de Salvador, Bahia, Brasil. *Revista Biociências*, v.19, p.1-9, 2013.

IOP, S.; CALDART, V.M.; LUTINSKI, J.A.; GARCIA, F.R.M. Formigas urbanas da cidade de Xanxerê, Santa Catarina, Brasil. *Biotemas*, v.22, p.55-64, 2009.

KAMURA, C.M.; MORINI, M.S.C.; FIGUEIREDO, C.J.; BUENO, O.C.; CAMPOS-FARINHA, A.E.C. Ant communities (Hymenoptera: Formicidae) in an urban ecosystem near the Atlantic Rainforest. *Brazilian Journal of Biology*, v.67, p.635-641, 2007.

KOWARIK, I. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, v.159, p.1974-1983, 2011.

LOPES, J.F.S.; RIBEIRO, L.F.; BRUGGER, M.S.; CAMARGO, R.S.; CALDATO, N.; FORTI, L.C. Internal architecture and population size of *Acromyrmex subterraneus molestans* (Hymenoptera, Formicidae) nests: comparison between a rural and an urban area. *Sociobiology*, v.58, p.593-605, 2011.

LOPES, S.A. Comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae), em área urbana e em área rural da cidade de Sorocaba/SP. *Revista Eletrônica de Biologia*, v.2, p.32-46, 2009.

LUNDHOLM, J.T.; RICHARDSON, P.J. Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments. *Journal of Applied Ecology*, v.47, p.966–975, 2010.

LUTINSKI, J.A.; LOPES, B.C.; MORAIS, A.B.B. Diversidade de formigas urbanas (Hymenoptera: Formicidae) de dez cidades do sul do Brasil. *Biota Neotropica*, v.13, p.332-342, 2013.

LUTINSKI, J.A.; LUTINSKI, C.J.; LOPES, B.C.; MORAIS, A.B.B. Estrutura da comunidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em quatro ambientes com diferentes níveis de perturbação antrópica. *Ecologia Austral*, v.24, p.229-237, 2014.

MARQUES, A.P.C.; ALE-ROCHE, R.; RAFAEL, J.A. Levantamento de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em residências de Manaus, estado do Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, v.32, p.133-140, 2002.

MCINTYRE, N.E.; KNOWLES-YÁNEZ, K.; HOPE, D. Urban ecology as an interdisciplinary field: differences in the use of “urban” between the social and natural sciences. *Urban Ecosystems*, v.4, p.5-24, 2000.

MCINTYRE, N.E.; RANGO, J.; FAGAN, W.F.; FAETH, S.H. Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment. *Landscape and Urban Planning*, v.52, p.257-274, 2001.

MCKINNEY, M.L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, v.127, p.247–260, 2006.

MCKINNEY, M.L. Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience*, v.52, p.883-890, 2002.

MELO, T.S.; PERES, M.C.L.; CHAVARI, J.L.; BRESCOVIT, A.D.; DELABIE, J.H.C. Ants (Formicidae) and spiders (Araneae) listed from the Metropolitan Region of Salvador, Brazil. *Check List*, v.10, p.355–365, 2014.

MENKE, S.B.; GUENARD, B.; SEXTON, J.O.; WEISER, M.D.; DUNN, R.R.; SILVERMAN, J. Urban areas may serve as habitat and corridors for dry adapted, heat tolerant species; an example from ants. *Urban Ecosystems*, v.14, p.135-163, 2011.

MORETTI, T.C.; SOLIS, D.R.; GODOY, W.A.C. Ants (Hymenoptera: Formicidae) collected with carrion-baited traps in Southeast Brazil. *The Open Forensic Science Journal*, v.6, p.1-5, 2013.

MORINI, M.S.C.; MUNHAE, C.B.; LEUNG, R.; CANDIANI, D.F.; VOLTOLINI, J.C. Comunidades de formigas (Hymenoptera, Formicidae) em fragmentos de Mata Atlântica situados em áreas urbanizadas. *Iheringia*, v.97, p.246-252, 2007.

MUNHAE, C.B.; BUENO, Z.A.F.N.; MORINI, M.S.C.; SILVA, R.R. Composition of the ant fauna (Hymenoptera: Formicidae) in public squares in Southern Brazil. *Sociobiology*, v.53, p.455-472, 2009.

NIEMELA, J. Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation*, v.8, p.119-131, 1999.

OLIVEIRA, M.F.; CAMPOS-FARINHA, A.E.C. Formigas urbanas do município de Maringá, PR, e suas implicações. *Arquivos do Instituto Biológico*, v.72, p.33-39, 2005.

PACHECO, R.; VASCONCELOS, H.L. Invertebrate conservation in urban areas: ants in the Brazilian cerrado. *Landscape and Urban Planning*, v.81, p.193–199, 2007.

PESQUERO, M.A.; FILHO, J.E.; CARNEIRO, L.C.; FEITOSA, S.B.; OLIVEIRA, M.A.C.; QUINTANA, R.C. Formigas em ambiente hospitalar e seu potencial como transmissoras de bactéria. *Neotropical Entomology*, v.37, p.472-477, 2008.

PICKETT, S.T.A.; CADENASSO, M.L. Advancing urban ecological studies: frameworks, concepts, and results from the Baltimore ecosystem study. *Austral Ecology*, v.31, p.114 -125, 2006.

PIVA, A.; CAMPOS, A.E.C. ant community structure (Hymenoptera: Formicidae) in two neighborhoods with different urban profiles in the city of São Paulo, Brazil. *Psyche*, v.2012, p.1-8, 2012.

RIBEIRO, F.M.; SIBINEL, N.; CIOCHETI, G.; CAMPOS, A.E.C. Analysis of ant communities comparing two methods for sampling ants in an urban park in the city of São Paulo, Brazil. *Sociobiology*, v.59, p.971-984, 2012.

SANTOS, M.N. Research on urban ants: approaches and gaps. *Insectes Sociaux*, v.63, p.359-371, 2016.

SANTOS, P.F.; FONSECA, A.R.; SANCHES, N.M. Formigas (Hymenoptera: Formicidae) como vetores de bactérias em dois hospitais do município de Divinópolis, Estado de Minas Gerais. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, v.42, p.565-569, 2009.

SANTOS-SILVA, L.; VICENTE, R.E.; FEITOSA, R.M. Ant species (Hymenoptera, Formicidae) of forest fragments and urban areas in a Meridional Amazonian landscape. *Check List*, v.12, p.1-7, 2016.

SATTLER, T.; DUELLI, P.; OBRIST, M.K.; ARLETTAZ, R.; MORETTI, M. Response of arthropod species richness and functional groups to urban habitat structure and management. *Landscape Ecology*, v.25, p.941–954, 2010.

SHOCHAT, E.; WARREN, P.S.; FAETH, S.H.; MCINTYRE, N.E.; HOPE, D. From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, v.21, p.186-191, 2006.

SILVA, E.; LOECK, A.E. Ocorrência de formigas domiciliares (Hymenoptera: Formicidae) em Pelotas, RS. *Revista Brasileira de Agrociência*, v.5, p.220-224, 1999.

SILVA, T.F.; SOLIS, D.R.; MORETTI, T.C.; SILVA, A.C.; HABIB, M.E.E.D.M. House-infesting ants (Hymenoptera: Formicidae) in a municipality of Southeastern Brazil. *Sociobiology*, v.54, p.153-159, 2009.

SOARES, N.S.; ALMEIDA, L.O.; GONÇALVES, C.A.; MARCOLINO, M.T.; BONETI, A.N. Levantamento da diversidade de formigas (hymenoptera: formicidae) na região urbana de Uberlândia, MG. *Neotropical Entomology*, v.35, p.324-328, 2006.

SOUZA, D.R.; SANTOS, S.G.; MUNHAE, C.B.; MORINI, M.S.C. Diversity of epigeal ants (Hymenoptera: Formicidae) in urban areas of Alto Tietê. *Sociobiology*, v.59, p.703-717, 2012.

SOUZA-CAMPANA, D.R.; SILVA, O.G.M.; MENINO, L.; MORINI, M.S.C. Epigaeic ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in urban parks located in Atlantic Forest biome. *Check List*, v.12, p.1-15, 2016.

TOIT, M.J.; CILLIERS, S.S. Aspects influencing the selection of representative urbanization measures to quantify urban–rural gradients. *Landscape Ecology*, v.26, p.169-181, 2011.

UNO, S.; COTTON, J.; PHILPOTT, S.M. Diversity, abundance, and species composition of ants in urban green spaces. *Urban Ecosystems*, v.13, p.425-441, 2010.

VITAL, M.R.; CASTRO, M.M.; ZERINGÓTA, V.; PREZOTO, F. Myrmecofauna of urban gardens in Southeast region of Brazil. *Bioscience Journal*, v.31, p.1205-1212, 2015.

WENER, P. The ecology of urban areas and their functions for species diversity. *Landscape and Ecological Engineering*, v.7, p 231-240, 2011.

ZARZUELA, M.F.M.; CAMPOS-FARINHA, A.E.C.; PEÇANHA, M.P. Evaluation of urban ants (Hymenoptera: Formicidae) as carriers of pathogens in residential and industrial environments: I. Bacteria. *Sociobiology*, v.44, p.1-6, 2004.

ZARZUELA, M.F.M.; CAMPOS-FARINHA, A.E.C.; RUSSOMANNO, O.M.R.; KRUPPA, P.C.; GONÇALEZ, E. Evaluation of urban ants (Hymenoptera: Formicidae) as vectors of microorganisms in residential and industrial environments: II. Fungi. *Sociobiology*, v.50, p.1-6, 2007.

ZARZUELA, M.F.M.; RIBEIRO, M.C.C.; CAMPOS-FARINHA, A.E.C. Distribuição de formigas urbanas em um hospital da região Sudeste do Brasil. *Arquivos do Instituto Biológico*, v.69, p.85-87, 2002.

ZERINGÓTA, V.; CASTRO, M.M.; DELLA-LUCIA, T.M.C.; PREZOTO, F. Nesting of the fire ant *Solenopsis saevissima* (Hymenoptera: Formicidae) in an urban environment. *Florida Entomologist*, v.97, p.668-673, 2014.

CAPÍTULO III

Este capítulo apresenta o manuscrito intitulado “**Ants (Hymenoptera: Formicidae) in different green areas in the metropolitan region of Salvador, Bahia state, Brazil**”, foi aceito para publicação como nota científica no *Brazilian Journal of Biology*, no volume 82.1 em 2021. Os critérios de redação e formatação seguem as normas da revista.

Ants (Hymenoptera: Formicidae) in different green areas in the metropolitan region of Salvador, Bahia state, Brazil

Ants in green areas in Salvador, Brazil

T. S. Melo ^{a, b, c, *} orcid: <https://orcid.org/0000-0003-2174-4220>

E. B. A. Koch ^{a, b} orcid: <https://orcid.org/0000-0002-2022-4066>

A. R. S. Andrade ^{a, b, c} orcid: <https://orcid.org/0000-0002-7687-0323>

M. L. O. Travassos ^{a, b, c} orcid: <https://orcid.org/0000-0001-5393-493X>

M. C. L. Peres ^{b, c} orcid: <https://orcid.org/0000-0002-2047-7362>

J. H. C. Delabie ^{a, b} orcid: <https://orcid.org/0000-0002-2695-1061>

^a Universidade Federal da Bahia (UFBA), Programa de Pós-graduação em Ecologia, Rua Barão de Geremoabo, s/n, Ondina, CEP 40170- 115, Salvador, BA, Brazil.

^b Laboratório de Mirmecologia, Convênio UESC/CEPLAC, CEPEC-CEPLAC, Caixa Postal 7, CEP 45600-000, Itabuna, BA, Brazil.

^c Universidade Católica do Salvador (UCSal), Centro de Ecologia e Conservação Animal, Avenida Professor Pinto de Aguiar, 2589, CEP 41740-090, Salvador, BA, Brazil.

* e-mail: terciosilvameo@hotmail.com

One of the main causes for biodiversity loss is urbanization, mostly due to city growth in highly diverse areas and priority conservation areas, such as the Atlantic Forest (MMA, 2002; Melo and Delabie, 2017; Conservation International, 2019). Some of the major motivations for the conservation of urban biodiversity, include the preservation of local diversity, the protection of important populations and rare species, as well as the provision of ecosystem services (Dearborn and Kark, 2010). To achieve this, it is essential to understand species diversity and distribution in urban areas.

In urban environments, green areas are important habitats for conservation as they house a large number of species (Nielsen et al., 2014; Melo and Delabie, 2017). With more than 16 thousand species/morph species of described ants (Bolton, 2019), data on ants in urban environments has increased worldwide over the last 20 years, with the majority of studies being focused on species distribution (Santos, 2016). In Brazil, more than 490 ant species have been recorded in urban green areas (Melo and Delabie, 2017), with a large number of species being registered in the city of Salvador, Bahia (Melo et al., 2014; Melo and Delabie, 2017). Thus, with the aim of increasing the available knowledge on the ant species from Salvador, recorded by Melo et al. (2014), we present an ant checklist with additional data for their occurrence in green areas.

Ants were collected in Salvador, Bahia, Brazil (12°58'S 38°30'W), between April and June 2019 at 62 sample points (SP). At each sample point we removed an area of leaf litter of size 50 x 50cm and installed a bait line as described below. Four green area categories were sampled: fragment (25 samples), road median strip (18), squares (13) and vacant lots (6), totalling 62 samples (Table 1). The SPs were at least 100 meters apart. At each SP we sampled the leaf litter and plants to ensure the detection of ant diversity. To sample the leaf litter fauna, we used a Winkler extractor in units of 50 x 50 cm, where we left the collected material exposed for 24h for fauna extraction. We collected the

vegetation fauna in arboreal strata with the adapted bait line technique (Leponce et al., 2019). This technique consists of putting a rope over the top of a tree, using a slingshot. We allocated baits every two meters along the rope from one meter above soil level to the highest tree point, and left them for three hours. We conducted surveys with authorization licenses n° 62268-1 from MMA/SISBIO and n° 2018-003254/TEC/PESQ-0006 from INEMA/DIRUC. The identification of morph species was achieved following Melo et al. (2014) and species nomenclature followed Bolton (2019). Ants were deposited in the collection of the Laboratório de Mirmecologia (CPDC, curator: J. Delabie), at the Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira (CEPLAC, Itabuna, Bahia, Brazil), voucher #5846. We evaluated the variation in ant species richness according to the type of sampling method and the different types of green areas sampled. Additionally, we measured the similarity between green area types (fragment, road median strip, public square and vacant lots), and we used a Permutational Analysis of Variance (PERMANOVA), with Jaccard's similarity index as the association measure to evaluate differences in ant species composition. Rarefaction curves and Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS, Jaccard's distance) were produced in order to compare the richness between the environments. The statistical analyzes were performed using PAST 4.02 software (Hammer et al. 2001).

We collected 93 ant species/morph species of 39 genera and six subfamilies (Table 2). Myrmicinae was the richest ($S = 57$ species), followed by Ponerinae ($S = 12$), Formicinae ($S = 9$), Dolichoderinae ($S = 7$), Pseudomyrmecinae ($S = 4$), Ectatomminae ($S = 3$), and Amblyoponinae ($S = 1$). In Brazil, Melo and Delabie (2017) found a high number of species in urban environments from Atlantic Forest.

Five cities in the metropolitan region of Salvador (Bahia, $S = 198$ species) (Melo et al., 2014), ten cities in an inland city in Santa Catarina ($S = 140$) (Lutinski et al., 2013),

three cities at Alto Tietê (São Paulo, $S = 86$) (Munhae et al., 2009), and the city of São Paulo (São Paulo, $S = 79$) (Morini et al., 2007), presented the same number of species found in this study, even when implementing different sampling techniques and efforts. In these cities, representatives of Myrmicinae were found to have the highest richness followed by Formicinae and Ponerinae (Morini et al., 2007; Munhae et al., 2009; Lutinski et al., 2013; Melo et al., 2014). Melo et al. (2014) recorded 164 species in the city of Salvador however, we reported 34 new species, increasing the number of ant species in Salvador urban green areas to 198.

A higher number of species was found in the leaf litter (Winkler extractor, $S = 77$; 46 exclusive species) than in the vegetation (bait line, $S = 47$; 16 exclusive species). Ant assemblage composition shows important differences according to strata (mostly in soil when compared to vegetation) (Wilson and Hölldobler, 2005). Thus, a lower richness of arboreal species is expected as evolutionary history shows that ground ants specialize in resource selection, nesting places, and dispersal mechanisms and therefore, have an advantage when compared to vegetation assemblages (generalists) (Wilson and Hölldobler, 2005). The sampling technique may be related to the lower arboreal richness observed, since baits can attract only a proportion of ant assemblies. Despite the recorded arboreal ant richness, nine new species were sampled: *Azteca* prox. *alfari*, *A. severini* Emery, 1896, *Cephalotes atratus* (Linnaeus, 1758), *Dorymyrmex pyramicus* (Roger, 1863), *Myrmelachista* sp.1, *Pseudomyrmex* sp.5 (group *pallidus*), *P. curacaensis* (Forel, 1912), *Rogeria subarmata* (Kempf, 1961) and *Xenomyrmex* sp.1.

Among the different types of green urban areas, forest fragments showed higher richness ($S = 74$ species; 32 exclusive species), followed by road median strips ($S = 44$; three exclusives), squares ($S = 37$; five exclusives), and vacant lots ($S = 26$; one exclusive) (Figure 1 and 2). We detected significant differences in ant species composition according

to the type of green areas ($F_{3,58} = 2.07$; $p < 0.001$). Ant assemblages from road median strips and public squares were 42% more similar and 35% of those were similar to ants from vacant lots (Figure 3). Ants from forest fragments were 30% similar to all other green urban areas here studied. We recorded 10 species common to all green areas: *Anochetus diegensis* Forel, 1912, *Brachymyrmex admotus* Mayr, 1887, *Cyphomyrmex transversus* Emery, 1894, *Hypoponera* sp.3, *Monomorium floricola* (Jerdon, 1851), *Paratrechina longicornis* (Latreille, 1802), *Pheidole megacephala* (Fabricius, 1793), *Solenopsis pollux* Forel, 1893, *Solenopsis* sp.1 and *Strumigenys carinithorax* Borgmeier, 1934 (Table 2). A high richness of native ants has been reported in cities with different levels of anthropogenic disturbance (Santos, 2016; Melo and Delabie, 2017). Conserved environments, such as native fragments, have higher ant species richness compared to impacted ones such as road median strips, public squares, and vacant lots (Melo and Delabie, 2017). Therefore, we highlight the importance of maintaining more conserved green areas in order to preserve ant species. Although additional research and methods would allow for the detection of more ant species, this study has deepened the knowledge available on ants from Salvador.

Table 1: Description of green areas sampled and sampling effort in the city of Salvador, Bahia, Brazil.

Green area	Characteristics	Number of samples
Fragment	Natural environment, without environmental management and with canopy formation	25
Road median strip	Artificial environment located on the side of streets, under environmental management and without canopy formation	18
Public square	Artificial environment used for recreation, under environmental management and without canopy formation	13
Vacant lots	Artificial environment without human use, environmental management and canopy formation	6

Table 2: List of ant species collected in the city of Salvador, Bahia, Brazil, between April and June of 2019. Occurrence = percentage of each species in the sample points. Legend:

* New record for Salvador; B – Bait line; W – Winkler extractor; F – Fragment; R – Road median strip; S – Public square; V – Vacant lots.

Subfamily Specie	Sampling technique	Habitat	Occurrence (%)
Amblyoponinae			
<i>Prionopelta antillana</i> Forel, 1909 *	W	R, F and S	6.45
Dolichoderinae			
<i>Azteca prox. alfari</i> *	B	F and S	3.22
<i>Azteca severini</i> Emery, 1896 *	B	F and S	3.22
<i>Dolichoderus smithi</i> MacKay, 1993 *	W	S	1.61
<i>Dorymyrmex pyramicus</i> (Roger, 1863) *	B	R, F and S	19.35
<i>Dorymyrmex</i> sp.1	B	R and S	3.22
<i>Linepithema neotropicum</i> Wild, 2007	B	R, F and V	6.45
<i>Tapinoma melanocephalum</i> (Fabricius, 1793)	B and W	R, F and S	22.58
Ectatomminae			
<i>Ectatomma brunneum</i> Smith, 1858 *	W	F	1.61
<i>Ectatomma edentatum</i> Roger, 1863 *	W	R and F	12.9
<i>Ectatomma tuberculatum</i> (Olivier, 1792)	B	F	11.29
Formicinae			
<i>Brachymyrmex admotus</i> Mayr, 1887 *	B and W	R, F, S and V	29.03
<i>Brachymyrmex heeri</i> Forel, 1874	B and W	R, F and V	11.29
<i>Camponotus blandus</i> (Smith, 1858)	B and W	F, S and V	4.83
<i>Camponotus fastigatus</i> Roger, 1863	B and W	R, F and V	16.12
<i>Camponotus novogranadensis</i> Mayr, 1870	B and W	R and V	4.83
<i>Camponotus vittatus</i> Forel, 1904	B and W	F	3.22
<i>Myrmelachista</i> sp.1 *	B	R	1.61
<i>Nylanderia fulva</i> (Mayr, 1862) *	W	F and V	4.83
<i>Paratrechina longicornis</i> (Latreille, 1802)	B and W	R, F, S and V	12.9
Myrmicinae			
<i>Acromyrmex balzani</i> (Emery, 1890) *	W	F	1.61
<i>Acromyrmex rugosus</i> (Smith, 1858)	B and W	R and S	4.83
<i>Acromyrmex subterraneus brunneus</i> (Forel, 1912)	W	F	4.83
<i>Basiceros scambognathus</i> (Brown, 1949) *	W	F	3.22
<i>Cardiocondyla obscurior</i> Wheeler, 1929	B and W	R and S	8.06
<i>Carebara</i> sp.1	W	F	3.22
<i>Carebara</i> sp.2 *	W	S	1.61

<i>Cephalotes atratus</i> (Linnaeus, 1758)*	B	F	1.61
<i>Cephalotes maculatus</i> (Smith, 1876) *	W	F	1.61
<i>Cephalotes minutus</i> (Fabricius, 1804)	B and W	R and S	3.22
<i>Crematogaster erecta</i> Mayr, 1866	B	R, F and V	16.12
<i>Crematogaster limata</i> Smith, 1858	B and W	R and F	11.29
<i>Crematogaster victima</i> Smith, 1858	B and W	R, F and S	8.06
<i>Cyphomyrmex rimosus</i> (Spinola, 1851)	W	R and F	6.45
<i>Cyphomyrmex transversus</i> Emery, 1894	W	R, F, S and V	8.06
<i>Megalomyrmex drifti</i> Kempf, 1961 *	W	F	1.61
<i>Monomorium floricola</i> (Jerdon, 1851)	B and W	R, F, S and V	48.38
<i>Mycetomoellerius</i> sp.1	W	R and F	9.67
<i>Mycetomoellerius</i> sp.2	B	R	1.61
<i>Mycocepurus goeldii</i> (Forel, 1893)	W	R and F	6.45
<i>Octostruma balzani</i> (Emery, 1894)	W	F	1.61
<i>Octostruma iheringi</i> (Emery, 1894)	W	F	6.45
<i>Paratrachymyrmex</i> sp.2 *	W	F	1.61
<i>Pheidole</i> (complex flavens) sp.2	B and W	R, F and S	17.74
<i>Pheidole</i> (group diligens) sp.27	W	F	1.61
<i>Pheidole</i> (group fallax) sp.13	B and W	R and F	4.83
<i>Pheidole</i> (group fallax) sp.6	B and W	F	8.06
<i>Pheidole</i> (group fallax) sp.8	B and W	R, F and S	11.29
<i>Pheidole</i> (group flavens) sp.21	B and W	R and F	8.06
<i>Pheidole</i> (group flavens) sp.23	B and W	R, F and V	11.29
<i>Pheidole megacephala</i> (Fabricius, 1793) *	B and W	R, F, S and V	59.67
<i>Pheidole obscurithorax</i> Naves, 1985	B and W	R and V	3.22
<i>Pheidole radoszkowskii</i> Mayr, 1884	B and W	F and S	17.74
<i>Pheidole synarmata</i> Wilson, 2003	W	S	1.61
<i>Rogeria foreli</i> Emery, 1894 *	W	F and V	3.22
<i>Rogeria</i> sp.1 *	W	F	1.61
<i>Rogeria subarmata</i> (Kempf, 1961) *	B	F	1.61
<i>Sericomyrmex bondari</i> Borgmeier, 1937 *	W	F	1.61
<i>Solenopsis geminata</i> (Fabricius, 1804)	W	R, F and S	8.06
<i>Solenopsis globularia</i> (Smith, 1858)	W	R, S and V	6.45
<i>Solenopsis pollux</i> Forel, 1893 *	B and W	R, F, S and V	11.29
<i>Solenopsis saevissima</i> (Smith, 1855) *	B and W	R and V	3.22
<i>Solenopsis</i> sp.1	B and W	R, F, S and V	56.45
<i>Solenopsis</i> sp.2	W	F and S	17.74
<i>Solenopsis</i> sp.4	W	F	3.22
<i>Solenopsis</i> sp.6	W	F	1.61
<i>Strumigenys carinithorax</i> Borgmeier, 1934 *	W	R, F, S and V	33.87
<i>Strumigenys denticulata</i> Mayr, 1887	W	F, S and V	22.58
<i>Strumigenys precava</i> Brown, 1954 *	W	F	6.45
<i>Strumigenys subdentata</i> Mayr, 1887	W	F	1.61
<i>Tetramorium bicarinatum</i> (Nylander, 1846)	B	R	1.61

<i>Tetramorium lucayanum</i> (Latreille, 1802)	B and W	F, S and V	6.45
<i>Tetramorium simillimum</i> (Smith, 1851)	W	R and S	6.45
<i>Wasmannia auropunctata</i> (Roger, 1863)	B and W	R, F and V	24.19
<i>Wasmannia rochai</i> Forel, 1912	B and W	F and S	4.83
<i>Wasmannia</i> sp.1 *	W	F	1.61
<i>Xenomyrmex</i> sp.1 *	B	F	3.22
Ponerinae			
<i>Anochetus diegensis</i> Forel, 1912 *	W	R, F, S and V	11.29
<i>Hypoponera</i> sp.1	W	F	8.06
<i>Hypoponera</i> sp.2	W	F	6.45
<i>Hypoponera</i> sp.3	W	R, F, S and V	16.12
<i>Hypoponera</i> sp.4	W	R and F	11.29
<i>Hypoponera</i> sp.5	W	F	3.22
<i>Leptogenys pusilla</i> (Emery, 1890) *	W	F	1.61
<i>Odontomachus bauri</i> Emery, 1892	W	S	1.61
<i>Odontomachus haematodus</i> (Linnaeus, 1758)	B and W	F	3.22
<i>Odontomachus meinerti</i> Forel, 1905	W	F	3.22
<i>Pachycondyla harpax</i> (Fabricius, 1804)	W	V	1.61
<i>Thaumatomyrmex</i> sp.1 *	W	F	1.61
Pseudomyrmecinae			
<i>Pseudomyrmex</i> (group pallidus) sp.5 *	B	F	1.61
<i>Pseudomyrmex curacaensis</i> (Forel, 1912) *	B	S	1.61
<i>Pseudomyrmex gracilis</i> (Fabricius, 1804)	B	F and S	3.22
<i>Pseudomyrmex schuppi</i> (Forel, 1901) *	B and W	R and S	3.22
RICHNESS		93	

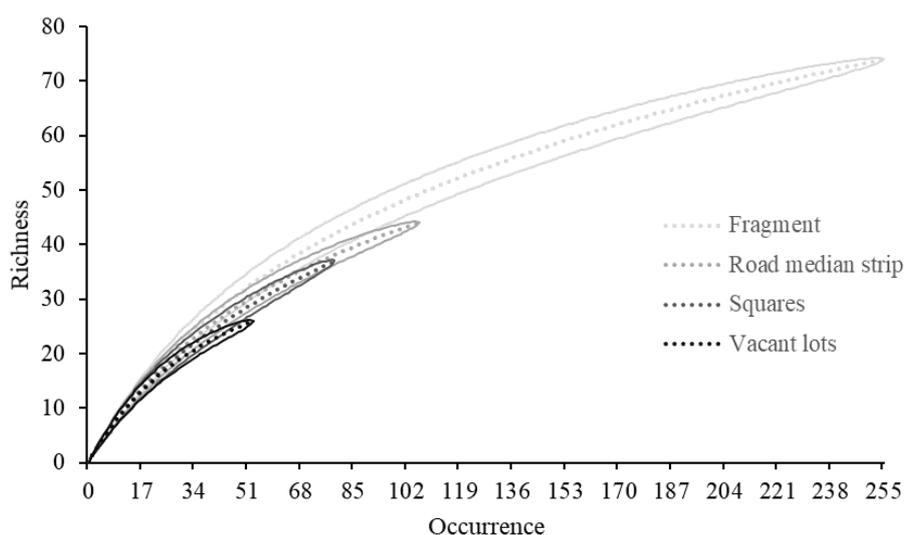


Figure 1: Rarefaction curve (dotted line) comparing the ant richness of different green areas studied in Salvador, Bahia, Brazil. Continuous line: confidence interval.

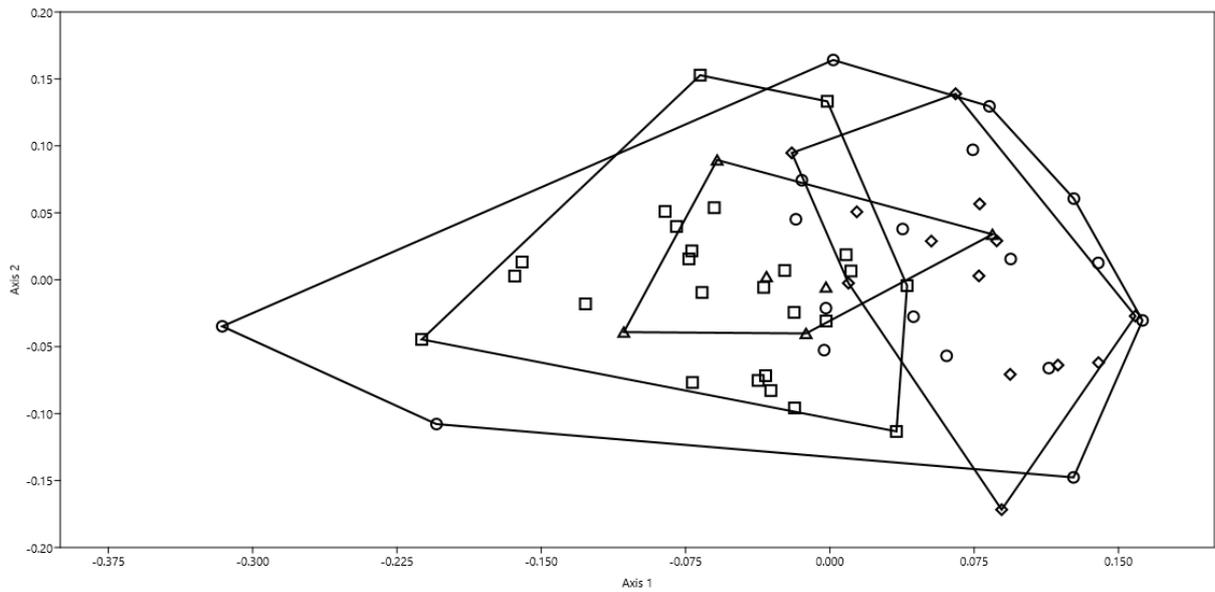


Figure 2: Distribution of the ant assemblages found in different green areas in Salvador, Bahia, Brazil. Legend: Circle = Road median strip; Square = Fragment; Diamond = Public square; Triangle = Vacant lots.

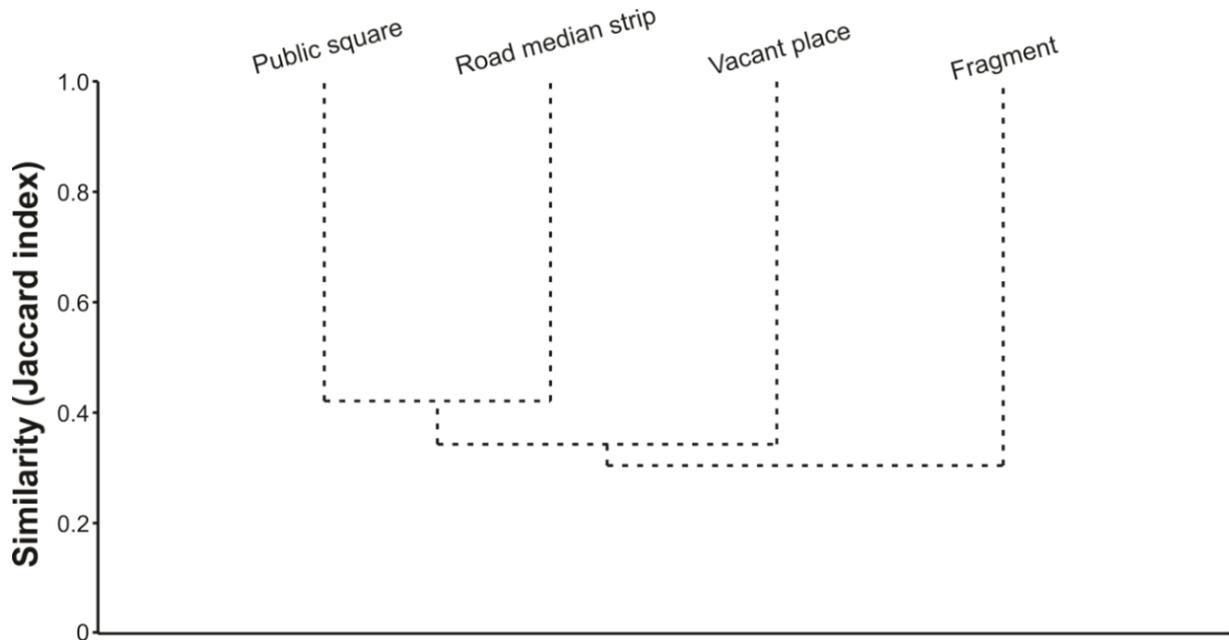


Figure 3: Comparison of the ant assemblages found in different green areas in Salvador, Bahia, Brazil, through a similarity dendrogram.

Acknowledgments

Thanks are given to the Ministério do Meio Ambiente – MMA and Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos – INEMA for the collection permits, to Icaro Silva e Mendonça and Lais Leal Lopes for reviewing the English text and anonymous reviewers for contributions. TSM thanks CAPES for the scholarship provided and JHCD acknowledges his research grant from CNPq (process 304629/2018-9).

References

- BOLTON, B., 2019 [viewed 11 November 2019]. AntWeb: versão 8.6.6 [online]. Available from: <http://www.antweb.org>.
- CONSERVATION INTERNATIONAL, 2019 [viewed 12 December 2019]. Biodiversity Hotspots [online]. Available from: <https://www.conservation.org/priorities/biodiversity-hotspots>.
- DEARBORN, D.C. and KARK, S., 2010. Motivations for Conserving Urban Biodiversity. *Conservation Biology*, vol.24, no.2, pp.432-440. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01328.x>
- HAMMER, O., HARPER, D.A.T. and RYAN, P.D., 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* vol.4, no.1, 9p.
- LEPONCE, M., DELABIE, J.H.C., ORIVEL, J., JACQUEMIN, J., CALVO-MARTIN, M. and DEJEAN, A., 2019. Tree-dwelling ant survey (Hymenoptera, Formicidae) in Mitaraka, French Guiana. *Zoosystema*, vol. 41, no. 10, pp. 163-179. <https://doi.org/10.5252/zoosystema2019v41a10>. <http://zoosystema.com/41/10>.
- LUTINSKI, J.A., LOPES, B.C. and MORAIS, A.B.B., 2013. Diversidade de formigas urbanas (Hymenoptera: Formicidae) de dez cidades do sul do Brasil. *Biota Neotropica*, vol.13, no. 3, pp. 332-342. <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n3/en/abstract?inventory+bn02913032013>.
- MELO, T.S. and DELABIE, J.H.C., 2017. Ecologia e conservação da biodiversidade de formigas em ambientes urbanos. In: BUENO, O.C., CAMPOS, A.E.C. and MORINI,

- M.S.C., ed. Formigas em ambientes urbanos no Brasil. Bauru: Canal 6 editora, p. 189-240.
- MELO, T.S., PERES, M.C.L., CHAVARI, J.L., BRESCOVIT, A.D. and DELABIE, J.H.C., 2014. Ants (Formicidae) and Spiders (Araneae) listed from the Metropolitan Region of Salvador, Brazil. *Check List*, vol. 10, no. 2, pp. 355–365. <http://dx.doi.org/10.15560/10.2.355>.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente, 2002. Biodiversidade Brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília: Secretaria de Biodiversidade e Florestas. 404 p.
- MORINI, M.S.C., MUNHAE, C.B., LEUNG, R., CANDIANI, D.F. and VOLTOLINI, J.C., 2007. Comunidades de formigas (Hymenoptera, Formicidae) em fragmentos de Mata Atlântica situados em áreas urbanizadas. *Iheringia*, vol. 97, no. 3, pp. 246-252. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212007000300005>.
- MUNHAE, C.B., BUENO, Z.F.N., MORINI, M.S.C. and SILVA, R.R., 2009. Composition of the ant fauna (Hymenoptera: Formicidae) in public squares in Southern Brazil. *Sociobiology*, vol. 53, no. 2, pp. 455–472.
- NIELSEN, A.B., BOSCH, M., MARUTHAVEERAN, S. and BOSCH, C.K., 2014. Species richness in urban parks and its drivers: A review of empirical evidence. *Urban Ecosystems*, vol. 17, pp. 305-327. <https://doi.org/10.1007/s11252-013-0316-1>.
- SANTOS, M.N., 2016. Research on urban ants: approaches and gaps. *Insectes Sociaux*, vol. 63, pp. 359–371. <https://doi.org/10.1007/s00040-016-0483-1>.
- WILSON, E.O. and HÖLLDOBLER, B., 2005. The rise of the ants: A phylogenetic and ecological explanation. *PNAS*, vol. 102, no. 21, pp. 7411-7414. <https://doi.org/10.1073/pnas.0502264102>

CAPÍTULO IV

Este capítulo apresenta o manuscrito intitulado “**Influência da taxa de áreas verde, local de nidificação e espécies exóticas sobre as formigas nativas em ambiente urbano**”, que se destina à apreciação e submissão no periódico científico *Sociobiology*.

Influência da taxa de áreas verde, local de nidificação e espécies exóticas sobre as formigas nativas em ambiente urbano

Tércio da Silva Melo ^{1,2,3,*}, Alessandra Rodrigues Santos de Andrade ^{1,2}, Elmo Borges de Azevedo Koch ^{1,3}, Maurice Leponce ⁴ & Jacques Hubert Charles Delabie ^{1,3}

¹ Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal da Bahia,

² Centro de Ecologia e Conservação Animal, Universidade Católica do Salvador,

³ Laboratório de Mirmecologia, Convênio UESC/CEPLAC, CEPEC-CEPLAC

⁴ Biodiversity Monitoring & Assessment, Royal Belgian Institute of Natural Sciences

* Corresponding author

Resumo: A transformação de ambientes naturais em urbanos leva à diminuição da diversidade biológica, devido à diminuição da variedade de habitats, recursos e muitas vezes pela introdução de espécies exóticas. Assim, esse estudo tem como objetivo avaliar como a proporção de áreas verdes, a disponibilidade de cavidades propícias à nidificação e a ocorrência de espécies exóticas de formigas influenciam a diversidade das formigas num ambiente urbano. O estudo foi realizado em Salvador (Bahia-Brasil), em quatro categorias de áreas verdes (canteiro, fragmento florestal, praça e terreno baldio). As formigas foram amostradas com o auxílio da armadilha de Winkler. Galhos, frutos/sementes e resíduos sólidos foram considerados como recursos de nidificação e contabilizados nas amostras peneiradas pela armadilha. A riqueza de formigas nativas respondeu à variação na proporção de áreas verdes na paisagem urbana e disponibilidade de recursos para nidificação. Já as formigas exóticas influenciaram negativamente a riqueza de espécies nativas. Nossos resultados demonstram o poder preditor da taxa de áreas verdes sobre a riqueza de formigas nativas, além da sua importância na conservação de diferentes tipos de áreas verdes e locais de nidificação. Ainda, discutimos a importância da gestão e manejos de áreas verdes para dificultar o estabelecimento de espécies exóticas, facilitando assim manutenção de espécies nativas.

Palavras-chave: Formicinae, Gradiente de urbanização, Fragmento florestal, Galhos, Resíduos sólidos

Introdução

O processo de urbanização é tido como um dos maiores responsáveis pela perda local da biodiversidade (Shochat et al, 2010; Faeth et al, 2011). Esse processo ocorre através da conversão de áreas nativas em formas antropogênicas do uso do solo (Pickett & Cadenasso 2006). Essas mudanças no ambiente não levam necessariamente à perda direta da diversidade, mas alteram processos ecológicos importantes para manutenção das espécies, como: interações entre espécies, respostas evolutivas ao ambiente urbano e disponibilidade de recursos nas cidades (Shochat et al, 2006; Faeth et al, 2011). Outro problema decorrente da urbanização é a introdução de espécies, que podem se tornar dominantes por serem mais competitivas ou por explorarem os recursos com mais eficiência em comparação às nativas, o que leva à perda de biodiversidade (Shochat et al, 2010).

Apesar da diminuição da biodiversidade nos centros urbanos, alguns tipos de ambientes ainda são capazes de contribuir na conservação de uma parcela significativa de espécies nativas, em particular aqueles classificados como áreas verdes (fragmentos, parques, praças, terrenos baldios, canteiros, encostas, jardins, quintais) (Wener 2011; Nielsen et al, 2014; Melo & Delabie, 2017). Estes habitats são locais em que o solo não chegou a ser impermeabilizado em consequência do desenvolvimento urbano (Byrne 2007; Faeth et al, 2011), variando em seu grau de perturbação e disponibilidade de recursos. Estas áreas verdes tem apresentado uma importante relação com a riqueza biótica, onde em paisagens urbanas que elas são mais comuns, apresentam uma maior biodiversidade (Turrini & Knop, 2015). Apesar de muitas dessas áreas verdes serem ambientes altamente modificados, muitas conseguem manter recursos suficientes para alguns grupos de organismos, tais como locais adequados para abrigos e nidificação. Mesmo em áreas verdes, grande parte dos locais potenciais de nidificação (naturais) é extirpada em razão da urbanização, ao mesmo tempo em que essa favorece a criação de nichos artificiais dos quais a fauna pode se beneficiar (Friedrich & Philpott, 2009), através de construções e estruturas que proporcionam condições análogas às encontradas no ambiente natural (Lundholm & Richardson 2010). Neste cenário, as formigas formam um grupo capaz de ocorrer em muitos tipos de habitats e oportunamente nidificar em vários tipos de locais (naturais e artificiais) (Armbrecht et al, 2004; Friedrich & Philpott, 2009;

Castaño-Meneses et al, 2015; Fernandes et al, 2017; Souza-Campana et al, 2017; Fernandes et al, 2019), podendo ser influenciadas pelas áreas verdes urbanas.

Tendo em vista que a mirmecofauna é dependente da oferta de locais de nidificação, no qual a variedade e quantidade de cavidades são elementos importantes, estes locais podem ser considerados um fator preditivo da riqueza do grupo no ambiente (Armbrecht et al, 2004). As formigas que habitam o solo, em particular, podem instalar seus ninhos numa grande variedade de locais possíveis (Wilson & Hölldobler, 2005), tais como: galhos, frutos ou sementes ociosas, rochas, cavidades naturais, árvores e estruturas artificiais (como construções humanas e resíduos sólidos) (Armbrecht et al, 2004; Friedrich & Philpott, 2009; Castaño-Meneses et al, 2015; Fernandes et al, 2019). Esses recursos variam em quantidade e tipos nas diferentes formas de áreas verdes (Friedrich & Philpott, 2009; Fernandes et al, 2017). Contudo, muitas dessas áreas verdes não abrigam somente formigas nativas, mas podem contar também com espécies exóticas (Melo et al, 2014, Pacheco et al, 2017), que se beneficiam ou não da perturbação do habitat, da ocorrência ou da ausência de eventuais competidores, e da disponibilidade de recursos (Pacheco et al, 2017). É frequente que estas espécies exóticas sejam favorecidas por ambientes mais abertos (exemplo: praças, terrenos abandonados, canteiros, jardins, quintais), além de possuírem hábitos generalistas, o que favorece sua instalação no meio urbano (Holway et al, 2002; McKinney, 2006). Estas espécies exóticas disputam com as nativas os habitats próprios à nidificação e posteriormente podem as excluir por competição (saturação dos recursos alimentares, por exemplo), levando à diminuição da riqueza local da mirmecofauna, com uma homogeneização biótica nas cidades (McKinney, 2006; Pacheco et al, 2017).

Assim, esse estudo tem como objetivo avaliar como a proporção de áreas verdes, a disponibilidade de recursos de nidificação e a ocorrência de espécies exóticas de formigas influenciam a diversidade das formigas nativas no ambiente urbano. Com isso, espera-se que: (1) a riqueza da mirmecofauna nativa diminua proporcionalmente à redução das áreas verdes em ambiente urbanizado e (2) à disponibilidade (quantidade e tipos) de recursos; (3) as espécies exóticas sejam favorecidas em ambientes urbanizados com menos áreas verdes; e (4) não haja relação da riqueza com a disponibilidade de recursos; (5) enfim, que o aumento da taxa de espécies exóticas tenha um efeito inverso sobre a mirmecofauna nativa.

Materiais e Métodos

Área de Estudo

A cidade de Salvador é a quarta maior do país, foi a primeira capital do Brasil (entre 1549 e 1763) e é a capital do estado da Bahia (IBGE, 2019). O município possui área territorial de 693 km², uma população de 2.872.347 habitantes com densidade demográfica de 3.859,44 hab/km². Localizada no domínio do bioma da Mata Atlântica (IBGE, 2019), que vêm sofrendo com a perda de habitat e fragmentação (Haddad et al, 2015), Salvador esta inserida em uma área de vegetação de Floresta Ombrófila Densa (SOS Mata Atlântica, 2019). Posicionada em uma região considerada de alta importância biológica e prioritária para a conservação de invertebrados (MMA, 2002), a região metropolitana de Salvador apresenta a maior riqueza de formigas registrada em ambiente urbano do Brasil (Melo et al, 2014; Melo & Delabie, 2017).

Delineamento Amostral

Foram amostrados 62 Pontos Amostrais (PA) em áreas verdes da cidade de Salvador (figura 1). Estas pertenciam a quatro tipos de ambientes: canteiros (18 PAs amostrados), fragmentos florestais (25), praças (13) e terrenos baldios (6) (tabela 1). Entre os PAs sucessivos, manteve-se uma distância mínima de 100 metros. As coletas foram realizadas no período de abril a junho de 2019. Em cada PA, a fauna de serrapilheira foi amostrada com auxílio de armadilhas de Winkler (Bestelmeyer et al, 2000) em unidades de 50x50cm; o material coletado permaneceu por 24h para extração da fauna. Após a amostra ser peneirada, o substrato resultante foi triado para quantificação de galhos, frutos/sementes e de resíduos sólidos (ver figura 2), recursos potenciais para a nidificação das formigas (Armbrecht et al, 2004; Friedrich & Philpott, 2009; Castaño-Meneses et al, 2015). Ainda, os galhos foram classificados de acordo com seu diâmetro: pequeno (diâmetro entre 3 a 15 mm), médio (entre 16 e 30 mm), e grande (superior a 31 mm), todos possuindo comprimento superior a 50 mm. Frutos/sementes e resíduos sólidos foram considerados quando possuíam um comprimento ou diâmetro superior a 5 mm.

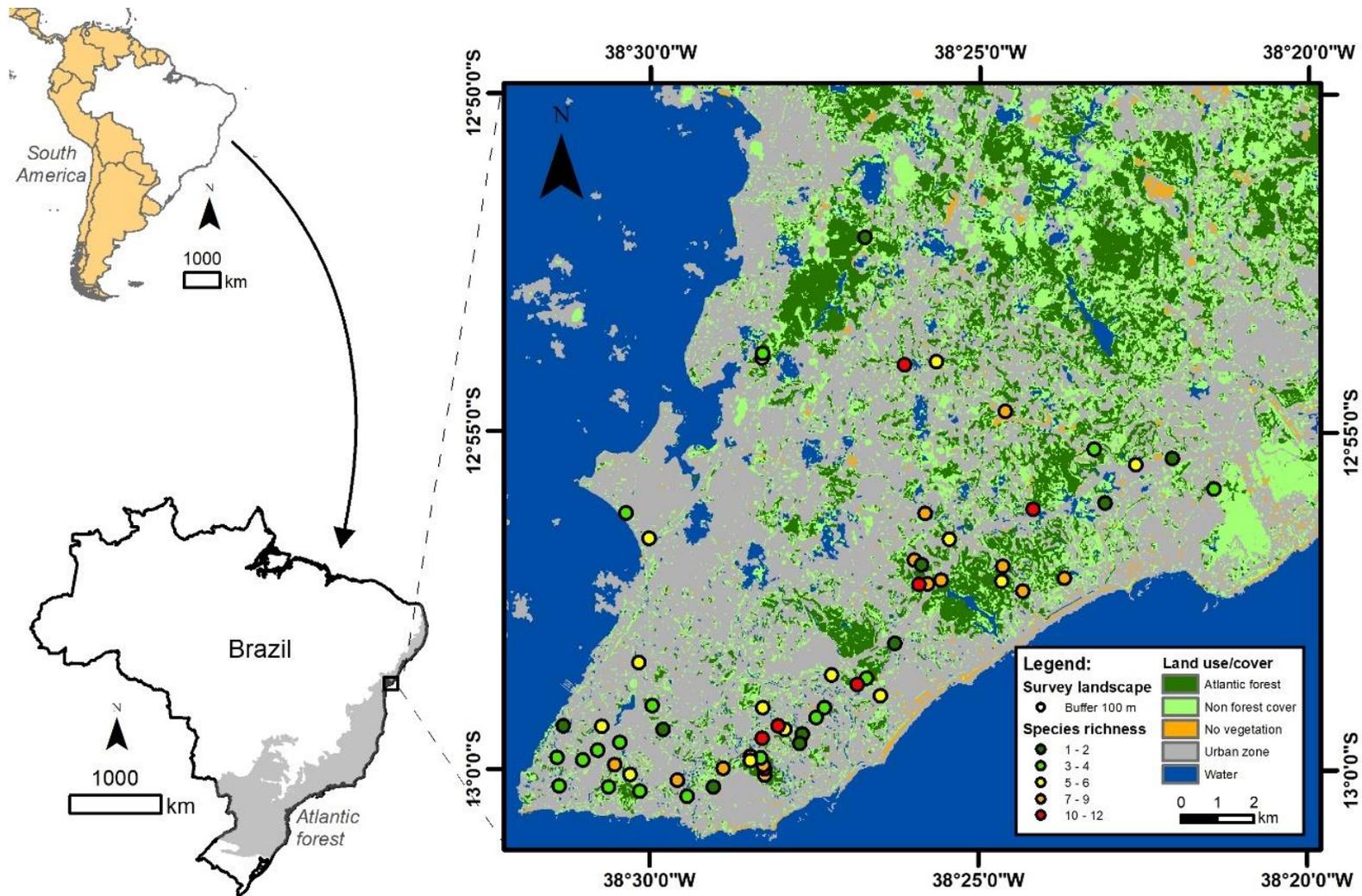


Figura 1: Localização de cidade de Salvador (Bahia-Brasil) com evidência dos 62 pontos amostrados.

Tabela 1: Caracterização dos ambientes coletados, esforço amostral e riqueza estimada de formigas em Salvador (Bahia-Brasil).

Ambiente	Característica	Nº de PAs amostrados	Riqueza estimada
Canteiro	Área verde artificial localizada nas margens de ruas, com manejo ambiental e sem formação de dossel	18	37,4
Fragmento florestal	Área verde natural, sem manejo ambiental e com formação de dossel	25	86,8
Praça	Área verde artificial, com manejo ambiental e utilizada para lazer, sem formação de dossel	13	42,6
Terreno baldio	Área verde artificial, sem manejo ambiental e sem formação de dossel	6	33



Figura 2: Metodologia da coleta de dados. (A) Amostragem de serapilheira. (B) Exemplos de resíduos sólidos registrados em pontos de amostragem (PA). (C) Registro de frutos/sementes encontrados em um PA. (D) Destaque para frutos/sementes com cavidades naturais para formigas.

As coletas receberam as autorizações nº 62268-1 do MMA/SISBIO e nº 2018-003254/TEC/PESQ-0006 do INEMA/DIRUC. As formigas foram identificadas e posteriormente depositadas na coleção do Laboratório de Mirmecologia (acrônimo CPDC, curador: J. Delabie), na Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira (CEPLAC, em Itabuna-Bahia) (ver Delabie et al, 2020), como número de tombo #5846. A nomenclatura das formigas segue Bolton (2019).

Proporção de Área Verde

A taxa de urbanização foi determinada por meio de análise de paisagem, através da quantificação em porcentagem da cobertura do habitat (classificação em áreas verdes e áreas urbanas). Para isso, imagens orbitais do satélite Sentinel-2, com 10 m de resolução espacial para as bandas visíveis e 20 a 60 m para as bandas de infravermelho, foram utilizadas, totalizando 13 bandas ao longo do espectro eletromagnético (ESA, 2019). A imagem selecionada foi tomada em março de 2019, tendo como critério de escolha a ausência ou baixa densidade de nuvens sobre a área de estudo. O tratamento digital das imagens foi realizado em ambientes SIG e PDI, utilizando-se os softwares ArcGIS 10.5® e Spring 5.5.2, para composição de bandas, recorte da área de interesse e transformação do arquivo de origem. Através da combinação entre as bandas foi produzida uma nova imagem, melhorando a qualidade dos alvos focais (área verde x área urbana). As combinações que melhor possibilitaram a interpretação da paisagem em estudo foi a composição de cor natural R4G3B2 (resolução espacial de 10 m) e composição em falsa cor R8aG11B12 (resolução espacial de 20 m), está última utilizada diretamente no processo de classificação temática. As etapas de classificação temática foram realizadas a partir da segmentação da imagem multiespectral de composição falsa cor R8aG11B12, para análise de classificação por regiões. A imagem segmentada resultante foi submetida ao processo de classificação supervisionada de máxima verossimilhança e as classes registradas na paisagem em questão foram: água continental, área urbana, brejo, dunas, estrada, floresta, mar, nuvem, ondas, solo exposto, sombra de nuvem, e telhado, com o auxílio da interpretação visual da imagem original em falsa cor e, adicionalmente, a imagem em cor natural. Após a tomada de amostras por classes, foi finalizada a assinatura espectral dos alvos e realizada a classificação por máxima verossimilhança, com coeficiente de similaridade de 99%. *A posteriori*, algumas classes foram agrupadas de

modo a gerar duas classes principais, denominadas áreas verdes (brejo, dunas, floresta, e solo exposto) e áreas urbanas (água continental, área urbana, estrada, mar, nuvem, ondas, sombra de nuvem, e telhado). Os dados quantitativos utilizados nas análises foram a proporção de área verde na paisagem.

Análise estatística

Uma curva de acumulação de espécie foi desenhada, a fim de verificar o grau de suficiência amostral das formigas de solo de Salvador e dos diferentes ambientes, com o auxílio do software EstimateS 8.2.0 (Colwell, 2009). Para isso, o número de espécies foi plotado em função do número de PA, com 9.999 randomizações, a fim de gerar um intervalo de confiança e remover o efeito da sequência ordenada da tomada das amostras. Nas regiões intertropicais, nos grupos considerados megadiversos, tais como formigas, as curvas de acúmulo de espécies dificilmente se aproximam da assíntota mostrando estabilização, principalmente pelo grande número de espécies raras e a variedade de ambientes em que vivem (Willott, 2001; Longino et al, 2002; King & Porter, 2005). Assim, o estimador não paramétrico Jackknife de primeira ordem (Jack 1) foi utilizado para estimar a riqueza total, por ser um bom estimador para dados de presença-ausência em assembleias com número elevado de espécies raras (Gotelli & Colwell, 2011). Para fins de comparação da riqueza entre os ambientes foram produzidas curvas de rarefação, com intervalos de confiança de 95% do número cumulativo de espécies, através do programa Past 4.02 (Hammer, et al, 2001). Já para testar se há diferença na composição entre as assembleias dos diferentes ambientes, foi realizado uma PERMANOVA (*Permutational Multivariate Analysis of Variance*), método não paramétrico usado para avaliar diferenças entre classificações predefinidas (Anderson, 2001). Foi utilizado a matriz de distância de Jaccard, com 9.999 permutações, através do programa R version 3.6.1 (R Development Core Team, 2019) utilizando o pacote Vegan (Oksanen et al, 2016).

Com o objetivo de avaliar a influência da taxa (%) de áreas verdes nos PAs e a disponibilidade de recursos (galhos totais, galhos pequenos, galhos médios, galhos grandes, frutas/sementes, e resíduos sólidos) para as formigas nativas e espécies exóticas, optou-se pelo *General Linear Model* (GLM), devido aos dados bióticos não apresentarem uma distribuição normal (Zuur, et al, 2010). As variáveis ambientais foram avaliadas pelo

Fator de Inflação de Variação (*VIF*) (Eisenlohr, 2014) e os valores de $VIF > 10$ indicam a presença de variáveis correlacionadas na análise dos modelos lineares (Zuur, et al, 2010). As variáveis ambientais correlacionadas produzem instabilidade nos modelos de regressão e foram retiradas do teste (Zuur, et al, 2010). Por este motivo, a variável “galhos pequenos” foi retirada das análises subsequentes. Para a análise, construímos um modelo completo incluindo a taxa de áreas verdes, galhos totais, galhos médios, galhos grandes, frutas/sementes e resíduos sólidos, para posterior simplificação através da exclusão gradual de fatores não significativos ($p < 0,05$). O GLM também foi utilizado para analisar a influência das espécies exóticas na assembleia de espécies nativas. Em todas as avaliações, a distribuição de *Poisson* foi utilizada e quando se detectou uma superdispersão dos dados, realizamos a correção utilizando a distribuição quasi-poisson ou binominal negativa. Todos os dados foram executados no programa R version 3.6.1 (R Development Core Team, 2019) utilizando os pacotes Vegan (Oksanen et al, 2016), MASS (Nwobi & Ugomma, 2014), nlme (Pinheiro et al, 2014). Para o cálculo do pseudo- r^2 para as variáveis preditoras, utilizamos o coeficiente de determinação de Zhang (V de Zhang) para modelos lineares generalizados através do pacote rsq (Zhang, 2018).

Resultado

Um total de 77 espécies de formigas foi coletado, distribuídas em 34 gêneros e sete subfamílias (tabela 2). Myrmicinae foi a subfamília mais rica (51 espécies; 66,2% do total), seguida de Ponerinae (12; 15,5%) e Formicinae (8; 10,3%). Já os gêneros que apresentaram maior riqueza foram *Pheidole* (11), *Solenopsis* (8) e *Hypoponera* (5), representando no total 31,1% das espécies coletadas. As espécies que tiveram maior frequência de ocorrência foram: *Pheidole megacephala* (Fabricius, 1793) (54,8%), *Solenopsis* sp.1 (51,6%), *Strumigenys carinithorax* Borgmeier, 1934 (33,8%), *Brachymyrmex admotus* Mayr, 1887 (29%) e *Strumigenys denticulata* Mayr, 1887 (22,5%). Com o esforço de amostragem igual nos PAs, as áreas classificadas como fragmentos apresentaram a maior riqueza (60 espécies), seguido de canteiros (28), praças (27) e terrenos baldios (23).

Em Salvador, sete espécies exóticas foram encontradas: *Cardiocondyla obscurior* Wheeler, 1929, *Monomorium floricola* (Jerdon, 1851), *Paratrechina longicornis* (Latreille, 1802), *Ph. megacephala*, *Tapinoma melanocephalum* (Fabricius, 1793),

Tetramorium lucayanum Wheeler, 1905 e *Tetramorium simillimum* (Smith, 1851). Os ambientes que apresentaram maior riqueza de espécies exóticas foram canteiros e praças (5 espécies em cada), seguido de fragmentos e terrenos baldios (3 espécies em cada). Baseado no estimador Jackknife1, a amostragem registrou 72,3% das espécies esperadas para a cidade de Salvador (106,5 espécies). Para os ambientes, fragmento florestal apresentou a maior estimativa de riqueza (86,5 espécies), seguido de praça (42,6), canteiro (37,4) e terreno baldio (33) (tabela 1). Contudo, nenhuma curva de riqueza acumulada observada e estimada se aproximou da estabilização (figura 3). Ainda, uma proporção elevada de espécies foi observada uma única vez em Salvador: são os *singletons* (38,9% do total).

Tabela 2: Lista de espécies coletadas nas diferentes áreas verdes de Salvador (Bahia-Brasil). Legenda: C – Canteiro, F – Fragmento, P – Praça, TB – Terreno Baldio, * – Espécies exóticas

Espécie	Área Verde			
	C	F	P	TB
Amblyoponinae				
<i>Prionopelta antillana</i> Forel, 1909	X	X	X	
Dolichoderinae				
<i>Dolichoderus smithi</i> MacKay, 1993			X	
<i>Tapinoma melanocephalum</i> (Fabricius, 1793) *	X			
Ectatomminae				
<i>Ectatomma brunneum</i> Smith, 1858		X		
<i>Ectatomma edentatum</i> Roger, 1863	X	X		
Formicinae				
<i>Brachymyrmex admotus</i> Mayr, 1887	X	X	X	X
<i>Brachymyrmex heeri</i> Forel, 1874		X		X
<i>Camponotus blandus</i> (Smith, 1858)				X
<i>Camponotus fastigatus</i> Roger, 1863		X		X
<i>Camponotus novogranadensis</i> Mayr, 1870				X
<i>Camponotus vittatus</i> Forel, 1904		X		
<i>Nylanderia fulva</i> (Mayr, 1862)		X		X
<i>Paratrechina longicornis</i> (Latreille, 1802) *			X	X
Myrmicinae				
<i>Acromyrmex balzani</i> (Emery, 1890)		X		

<i>Acromyrmex rugosus</i> (Smith, 1858)	X		X	
<i>Acromyrmex subterraneus brunneus</i> (Forel, 1912)		X		
<i>Basiceros scambognathus</i> (Brown, 1949)		X		
<i>Cardiocondyla obscurior</i> Wheeler, 1929 *	X		X	
<i>Carebara</i> sp.1		X		
<i>Carebara</i> sp.2			X	
<i>Cephalotes maculatus</i> (Smith, 1876)		X		
<i>Cephalotes minutus</i> (Fabricius, 1804)			X	
<i>Crematogaster limata</i> Smith, 1858	X	X		
<i>Crematogaster victima</i> Smith, 1858		X	X	
<i>Cyphomyrmex rimosus</i> (Spinola, 1851)	X	X		
<i>Cyphomyrmex transversus</i> Emery, 1894	X	X	X	X
<i>Megalomyrmex drifti</i> Kempf, 1961		X		
<i>Monomorium floricola</i> (Jerdon, 1851) *	X	X	X	X
<i>Mycetomoellerius</i> sp.1	X	X		
<i>Mycocepurus goeldii</i> (Forel, 1893)	X	X		
<i>Octostruma balzani</i> (Emery, 1894)		X		
<i>Octostruma iheringi</i> (Emery, 1894)		X		
<i>Paratrachymyrmex</i> sp.2		X		
<i>Pheidole</i> (complex <i>flavens</i>) sp.2	X	X	X	
<i>Pheidole</i> (group <i>diligens</i>) sp.27		X		
<i>Pheidole</i> (group <i>fallax</i>) sp.13	X	X		
<i>Pheidole</i> (group <i>fallax</i>) sp.6		X		
<i>Pheidole</i> (group <i>fallax</i>) sp.8	X	X	X	
<i>Pheidole</i> (group <i>flavens</i>) sp.21		X		
<i>Pheidole</i> (group <i>flavens</i>) sp.23	X	X		X
<i>Pheidole megacephala</i> (Fabricius, 1793) *	X	X	X	X
<i>Pheidole obscurithorax</i> Naves, 1985				X
<i>Pheidole radoszkowskii</i> Mayr, 1884		X	X	
<i>Pheidole synarmata</i> Wilson, 2003			X	
<i>Rogeria foreli</i> Emery, 1894		X		X
<i>Rogeria</i> sp.1		X		
<i>Sericomyrmex bondari</i> Borgmeier, 1937		X		
<i>Solenopsis geminata</i> (Fabricius, 1804)	X	X	X	
<i>Solenopsis globularia</i> (Smith, 1858)	X		X	X
<i>Solenopsis pollux</i> Forel, 1893	X	X	X	X
<i>Solenopsis saevissima</i> (Smith, 1855)				X
<i>Solenopsis</i> sp.1	X	X	X	X
<i>Solenopsis</i> sp.2		X	X	
<i>Solenopsis</i> sp.4		X		
<i>Solenopsis</i> sp.6		X		
<i>Strumigenys carinithorax</i> Borgmeier, 1934	X	X	X	X
<i>Strumigenys denticulata</i> Mayr, 1887		X	X	X
<i>Strumigenys precava</i> Brown, 1954		X		
<i>Strumigenys subdentata</i> Mayr, 1887		X		

<i>Tetramorium lucayanum</i> (Latreille, 1802) *		X		
<i>Tetramorium simillimum</i> (Smith, 1851) *	X		X	
<i>Wasmannia auropunctata</i> (Roger, 1863)	X	X		X
<i>Wasmannia rochai</i> Forel, 1912		X		
<i>Wasmannia</i> sp.1		X		

Ponerinae

<i>Anochetus diegensis</i> Forel, 1912	X	X	X	X
<i>Hypoponera</i> sp.1		X		
<i>Hypoponera</i> sp.2		X		
<i>Hypoponera</i> sp.3	X	X	X	X
<i>Hypoponera</i> sp.4	X	X		
<i>Hypoponera</i> sp.5		X		
<i>Leptogenys pusilla</i> (Emery, 1890)		X		
<i>Odontomachus bauri</i> Emery, 1892			X	
<i>Odontomachus haematodus</i> (Linnaeus, 1758)		X		
<i>Odontomachus meinerti</i> Forel, 1905		X		
<i>Pachycondyla harpax</i> (Fabricius, 1804)				X
<i>Thaumatomyrmex</i> sp.1		X		

Pseudomyrmecinae

<i>Pseudomyrmex schuppi</i> (Forel, 1901)	X			
---	---	--	--	--

Riqueza total	28	60	27	23
Número de especies nativas	23	57	22	20
Número de especies raras	2	18	5	5
Número de especies exóticas	5	3	5	3

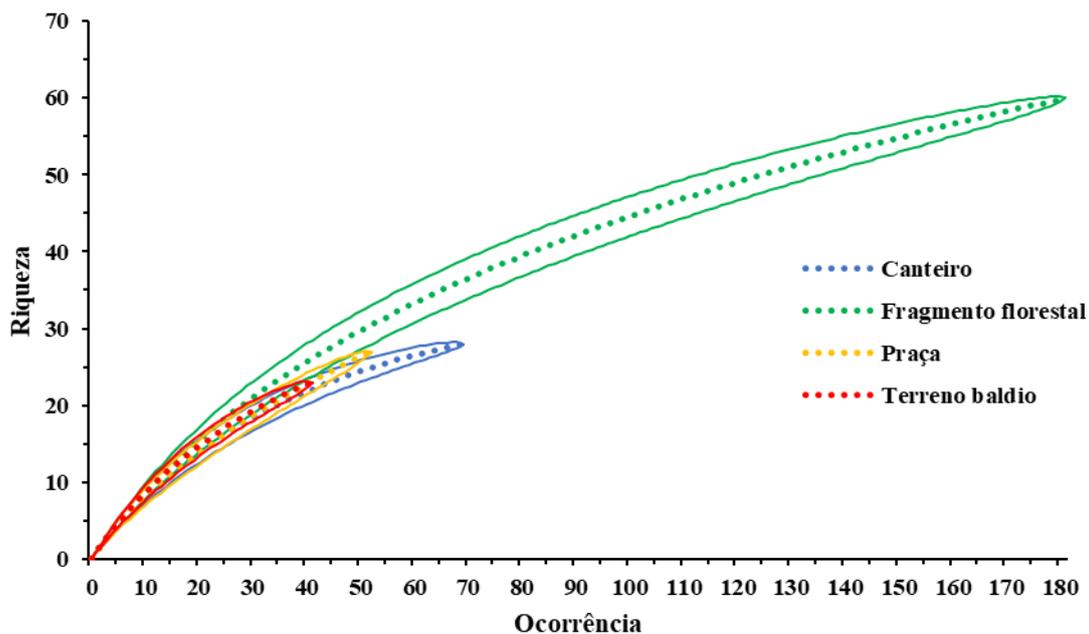


Figura 3: Curva de rarefação da riqueza de formigas em quatro tipos de áreas verdes de Salvador (Bahia-Brasil).

Observou-se que a composição de formigas ao não apresentou diferenças significativas, comparativamente entre os diferentes tipos de ambientes amostrados ($p=0.464$; $F=0.9988$). Em relação à influência das variáveis ambientais sobre a assembleia de formigas nativas, o aumento na riqueza de espécies foi melhor explicado pelo aumento do número de galhos ($p=0,001$, figura 4a) e a proporção de áreas verdes ($p=0,005$, figura 4b) (GLM: $r^2=0,28$). Já nas análises realizadas com as formigas exóticas, o aumento da quantidade de resíduos sólidos levou a uma diminuição no número de espécies exóticas (GLM: $p=0.046$, $r^2=0,13$, figura 4c). Além disso, as espécies exóticas influenciaram negativamente a riqueza de formigas nativas em Salvador (GLM: $p<0,001$, $r^2=0,14$, figura 4d).

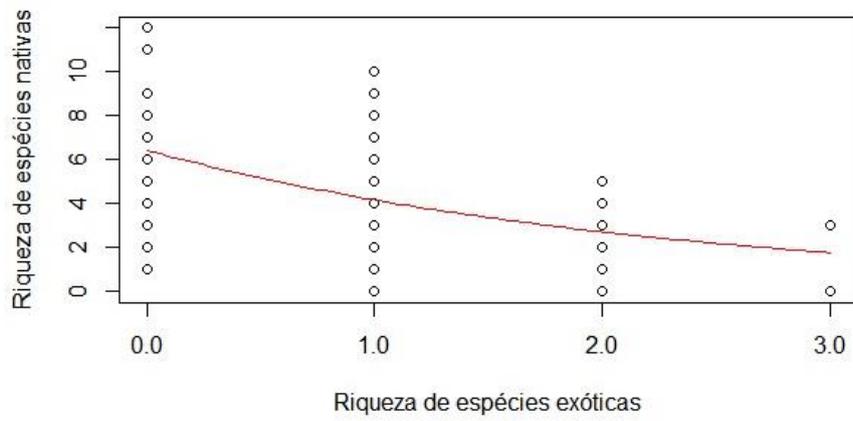
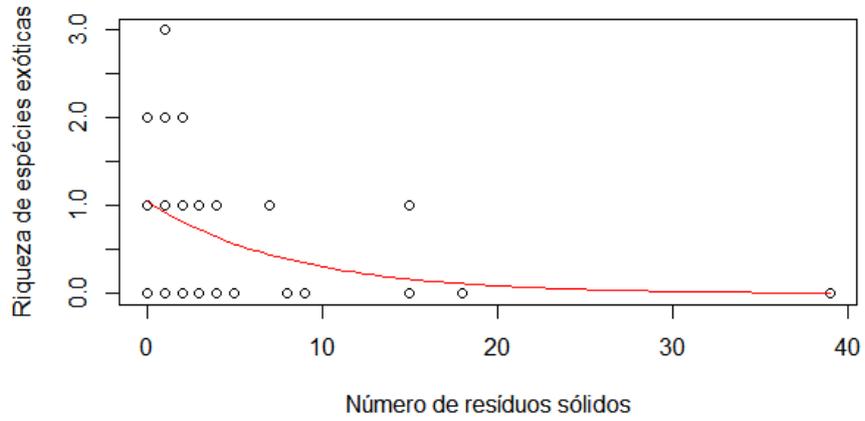
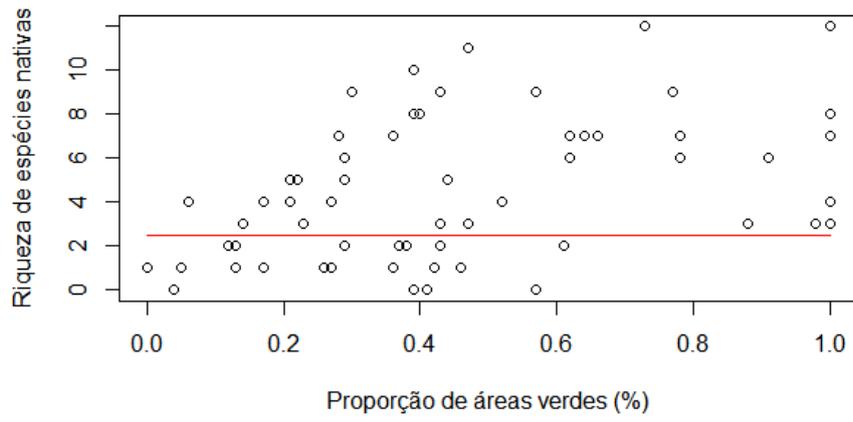
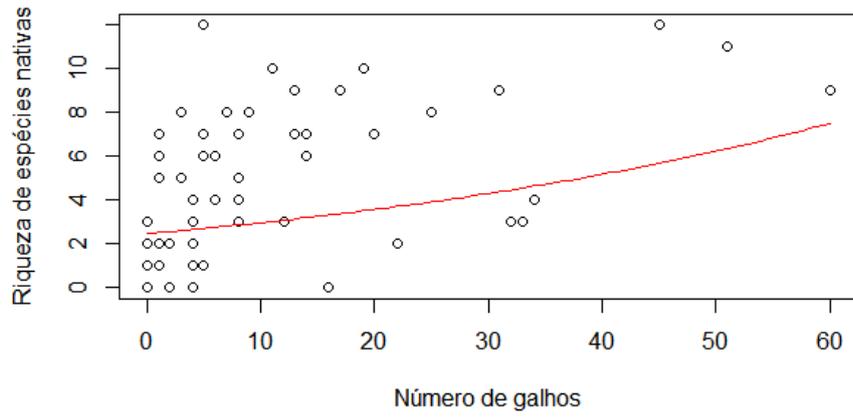


Figura 4: Relação da riqueza de formigas e variáveis ambientais em Salvador (Bahia-Brasil). (A) Relação do número de galhos X riqueza de espécies nativas. (B) Relação da proporção de área verde X riqueza de espécies nativas. (C) Relação do número de resíduos sólidos X riqueza de espécies exóticas. (D) Relação da riqueza de espécies exóticas X riqueza de espécies nativas.

Discussão

Diferentes áreas verdes têm demonstrado possuir importância relevante para a manutenção da riqueza elevada de formigas registradas nas cidades, sendo que ambientes mais conservados (tais como fragmentos florestais) mantêm uma maior diversidade (Melo et al, 2014; Fernandes et al, 2017; Melo & Delabie, 2017). Esse padrão é o mesmo apresentado pela mirmecofauna que vive no chão em Salvador, e que apresentou maior riqueza nos locais classificados como fragmentos florestais. Apesar da coleta de dados ter contribuído a capturar a maior parte das espécies estimadas, as curvas não apresentaram tendência para estabilização. Em ambientes tropicais tais como o bioma Mata Atlântica, mesmo em estudo com ampla amostragem, é comum ser observado um alto número de espécies raras, o que dificulta a estabilização da curva (Willott 2001; Longino et al, 2002; King & Porter, 2005; Leponce et al, 2010). Isso se verifica no presente estudo, no qual as espécies raras representaram aproximadamente 39% da totalidade da amostragem de formigas. Contudo, apesar da importância das áreas verdes na manutenção da riqueza de espécies, incluindo as raras (Wener, 2011; Nielsen et al, 2014), estas também são ambiente propícios para estabelecimento das espécies exóticas (Pacheco et al, 2017). Das sete formigas exóticas coletadas, somente *Ph. megacephala* ainda não havia sido registrada para a Região Metropolitana de Salvador (Melo et al, 2014). Além desse primeiro registro, esta formiga foi a que apresentou maior ocorrência nas amostras, sendo encontrada em mais da metade dos PAs do estudo. Esta espécie já foi registrada em pelo menos seis cidades brasileiras (Melo & Delabie, 2017), apesar de ser registradas tanto em locais construídos e áreas verdes com vegetação mais abertas (Wetterer, 2012; Pacheco et al, 2017). A maior parte das observações a respeito de *Ph. megacephala* e de demais espécies exóticas em Salvador ocorreu em PAs caracterizados como canteiros, praças e terrenos baldios, enquanto as espécies raras foram, sobretudo, encontradas em fragmentos florestais (ver tabela 2 e tabela 3 no material suplementar).

Portanto, áreas verdes demonstram ser locais de elevada riqueza nas cidades, com presença predominante de espécies nativas, onde em fragmentos florestais registra-se maior número de espécies raras, enquanto nos demais ambientes (canteiros, praças e terrenos baldios), há uma maior proporção de formigas exóticas.

As formigas nativas foram relacionadas positivamente com a taxa de áreas verdes na paisagem urbana e a quantidade de galhos totais disponíveis nos ambientes, levando ao crescimento da riqueza de espécies. Na escala da paisagem urbana, a taxa de áreas verdes é considerada como o principal fator de manutenção da biodiversidade (Turrini & Knop, 2015; Merckx et al, 2019), enquanto o modo com que esses habitats se organizam, relaciona-se à distribuição das espécies (Merckx et al, 2019; Lv et al, 2019). Ainda, ambientes maiores e de vegetação mais densa (como fragmentos florestais) tem apresentado habitats mais diversos e uma riqueza maior de espécies (Threlfall et al, 2017), enquanto ambientes menores e com vegetação menos estruturada funcionam principalmente como trampolins ecológicos na paisagem urbana (Turrini & Knop, 2015; Souza-Campana et al, 2017; Lynch, 2018). Nas cidades, esses trampolins ecológicos geralmente são áreas verdes manejadas (parques, terrenos baldios, quintais, jardins e telhados verdes), servindo de refúgio para diversas espécies, aumentando a conectividade entre ambientes naturais e permitindo a dispersão da fauna através da matriz urbana (Lynch, 2018). Assim, enquanto a quantidade de áreas verdes na cidade influencia a riqueza de formigas nativas, o tipo e tamanho dos ambientes na paisagem estão relacionados à distribuição e dispersão das espécies. Deste modo, fragmentos florestais em meio urbano podem atuar como áreas fonte de formigas nativas, enquanto os canteiros, praças e terrenos baldios contribuem à conectividade entre as áreas verdes.

Em relação à disponibilidade de locais de nidificação no meio urbano, o total de galhos no PAs, independente da classe de tamanho, se apresentou como um bom preditor da riqueza de formigas nativas, em comparação com frutos/sementes e resíduos sólidos. Dentre os elementos da serapilheira, apesar das formigas nativas de solo serem capazes de nidificar em uma grande variedade de estruturas (tanto naturais, quanto artificiais) (Wilson & Hölldobler, 2005; Friedrich & Philpott, 2009; Castaño-Meneses et al, 2015), a maior proporção das espécies utiliza os galhos caídos no chão (Gomes et al, 2013; Souza-Campana et al, 2017). Para a mirmecofauna de solo, além da quantidade de galhos, características como: origem (relacionado à espécie vegetal hospedeira), formato e tamanho, dimensão dos orifícios de acesso à cavidade, além das características ambientais

são importantes para a ocupação das espécies (Armbrecht et al, 2004; Friedrich & Philpott, 2009; Souza-Campana et al, 2017; Fernandes et al, 2019). Em especial, no ambiente urbano, os ambientes com vegetação mais diversa e estruturada são os que apresentam uma maior disponibilidade de habitats e variedade de recursos para nidificação (Friedrich & Philpott, 2009; Souza-Campana et al, 2017). Além da disponibilidade de cavidade para a nidificação, a complexidade estrutural do ambiente também é um fator determinante da riqueza na riqueza de formigas (Lassau & Hochuli, 2004), e galhos podem atuar de duas maneiras sobre a comunidade de formigas em áreas verdes urbanas. Primeiro, o tipo de ambiente irá determinar a disponibilidade e diversidade desses galhos, influenciando na complexidade estrutural da serrapilheira e consecutivamente, na mirmecofauna. Segundo, o aumento da quantidade de locais de nidificação diminuí a competição por recursos, enquanto as características dos galhos (exemplo: diâmetro e número de entradas da cavidade) selecionam as espécies, favorecendo o aumento da riqueza.

Ao contrário das espécies nativas, presumia-se que as formigas exóticas não respondessem à variação na disponibilidade e tipo de locais de nidificação no ambiente urbano, visto que são espécies consideradas generalistas em relação à utilização dos recursos e mais tolerantes a condições ambientais diversas (Holway et al, 2002; McKinney, 2006; Shochat et al, 2010), do mesmo modo que não responderam à proporção de áreas verdes na paisagem de Salvador. Formigas demonstram a capacidade de usarem estruturas artificiais para estabelecimento de ninhos, apesar destas não serem *a priori* locais preferenciais em comparação às estruturas naturais (Friedrich & Philpott, 2009). Durante nosso levantamento de dados, registramos um resíduo de concreto num canteiro central de uma avenida (PA25), que serviu como estrutura análoga a uma pedra onde uma colônia de formigas estabeleceu um ninho associada ao solo e o concreto (figura 5). Raros são os estudos que registraram alguma relação entre formigas com resíduos sólidos: *Dorylus laevigatus* (Smith, 1857) (Rizali et al, 2008), *Myrmica rubra* (Linnaeus, 1758) (Michlewicz & Tryjanowski, 2017), *Myrmica punctiventris* Roger, 1863 (Friedrich & Philpott, 2009), *Tapinoma sessile* (Say, 1836) (Friedrich & Philpott, 2009; Toennisson et al, 2011) e nenhum destes foi reportado na Região Neotropical. A não ser *D. laevigatus* que é um predador generalista, as demais são omnívoras e generalistas no uso de recursos ambientais não alimentares. Esperava-se que os resíduos sólidos iriam beneficiar as formigas exóticas, já que esse fator poderia sugerir um

aumento na disponibilização de locais de nidificação. De forma mais específica e inesperadamente, os fragmentos florestais amostrados apresentaram uma maior quantidade de resíduos sólidos em comparação à média encontrada nos PAs. Apesar desses fragmentos serem apontados como os ambientes mais conservados nas cidades (Wener, 2011; Nielsen et al, 2014), é comum em Salvador a utilização dos fragmentos pela população para fins religiosos (cultos de origem africana), onde são depositadas oferendas no ambiente, contribuindo assim com a quantidade de resíduos sólidos (além de orgânicos) acumulados naqueles locais. Uma vez que formigas exóticas não são comuns em ambientes florestais (Pacheco et al, 2017), estimamos que a relação negativa entre espécies exóticas e resíduos sólidos pode depender das características do ambiente (apesar de não termos analisado essa possibilidade).





Figura 5: Associação da mirmecofauna à resíduo de concreto em canteiro central de uma avenida (PA25) de Salvador (Bahia-Brasil), com colônia estabelecida entre o solo e resíduo. (A) Indicação do resíduo de concreto no canteiro central, com aparelho de celular (14cm de comprimento) para estimativa de tamanho (seta vermelha). (B) Resíduo de concreto retirado, como solo exposto (seta vermelha). (C) Colônia exposta, após retirada do resíduo, com aparelho de celular para estimativa de tamanho (seta vermelha). (D) Indivíduos da colônia de *Pheidole* sp., com destaque para a casta reprodutiva (seta vermelha), soldado (seta amarela) e operárias com larvas e ovos (seta azul).

Mesmo havendo uma diminuição no número de espécies exóticas decorrente da ocorrência de resíduos sólidos, essas espécies mostram correlação negativa com a riqueza das formigas nativas no ambiente urbano. Apesar da perda de espécies nativas ocorrer devido à degradação ambiental, assim como a diminuição na taxa de áreas verdes, o ambiente urbano também altera relações bióticas importantes para manutenção da biodiversidade (Shochat et al, 2006; Faeth et al, 2011; Pacheco et al, 2017). Nas cidades, essa relação entre as riquezas de espécies nativas e exóticas têm se apresentado inversamente proporcional (Holway et al, 2002, Toennisson et al, 2011; Reyes-López & Carpinteiro, 2014), ao mesmo tempo que leva à homogeneização biótica, associada à perda de grupos funcionais (Holway & Suarez, 2006). Diversos fatores estão relacionados à capacidade das espécies exóticas ocupar novos ambientes e levam à diminuição do número de formigas nativas: (1) similaridade das condições climáticas entre local de origem e o da introdução, além das espécies serem (2) onívoras e com (3) maior facilidade

de recrutamento para explorar os recursos alimentares, e (4) apresentam um comportamento interespecífico agressivo (Holway et al, 2002). Em especial no ambiente urbano, o potencial invasor das formigas tem variado de acordo com o nível de conservação dos habitats, onde, em locais mais conservados, estas espécies possuem menor capacidade de se estabelecerem devido a uma competição mais intensa por recursos com as espécies nativas (Buczowski, 2010). Assim, enquanto o tipo (canteiros, fragmento florestal, praças e terrenos baldios) e a quantidade de áreas verdes são determinantes para as condições de manutenção das espécies nativas em Salvador, em determinadas condições de degradação do habitat, as espécies exóticas conseguem excluir outras formigas por exclusão competitiva dos recursos.

Apesar da composição de espécies não variar significativamente entre os diferentes ambientes amostrados, diversos estudos já apontaram a relevância das áreas verdes urbanas para a conservação da biodiversidade (Wener, 2011; Nielsen et al, 2014; Melo & Delabie, 2017). Especificamente, nossos dados demonstram a importância da proporção desses ambientes na cidade e a disponibilidade de recursos para as formigas que vivem ali. Porém, esses ambientes também são áreas que potencializam o estabelecimento de espécies exóticas (Pacheco et al, 2017), as quais são propensas a perturbar a assembleia de formigas nativas. Além de influenciar as espécies nativas, o tipo, distribuição e tamanho dos ambientes são fatores que influenciam a mirmecofauna (Reyes-López & Carpinteiro, 2014; Turrini & Knop, 2015; Aronson et al, 2017). Na escala de uma cidade, os diferentes tipos de áreas verdes apresentam diferentes funções na conservação das formigas. Enquanto fragmentos florestais apresentam maior potencial para preservação da riqueza nativa, os demais ambientes (canteiros, praça e terrenos baldios) também conservam parte da mirmecofauna presente nesses fragmentos e atuam na melhoria da conectividade da paisagem urbana, servindo de trampolins ecológicos. Ao nível do ambiente, a gestão e o manejo dessas áreas verdes são de fundamental importância, já que podem melhorar a disponibilidade de recursos para as formigas. A complexidade estrutural é outro fator de influência para as formigas (Lassau & Hochuli, 2004), onde locais com vegetação mais estruturada e manutenção da serapilheira favorecem uma maior biodiversidade (Souza-Campana et al, 2017; Threlfall et al, 2017). Apesar de canteiros, praças e terrenos baldios serem áreas verdes com maior número de espécies exóticas, por possuírem uma estrutura de vegetação mais simples e degradada, e onde, muitas vezes, a serapilheira é retirada ou queimada por ação humana, mudanças na

gestão e manejo adequado desses ambientes poderiam dificultar a manutenção de formigas exóticas e beneficiar a mirmecofauna nativa. Desde que haja plantas nativas lenhosas, com porte arbóreo ou arbustivo associadas ao manejo da serrapilheira nesse tipo de ambientes, a manutenção das formigas nativas seria garantida. Uma possibilidade é a translocação de serrapilheira de fragmentos florestais, para demais tipos de áreas verdes, com intuito de reintroduzir espécies nativas extinta em áreas degradadas e aumentar a complexidade estrutural do folhiço (Benati et al, 2011). Em conclusão, nossos resultados demonstram o poder preditor da taxa de áreas verdes para a conservação de uma diversidade de formigas nativas nas cidades e a importância de garantir locais de nidificação (gravetos) nos ambientes. Ainda, a gestão e manejo da paisagem urbana e das áreas verde pode melhorar a qualidade do ambiente, dificultando o eventual estabelecimento de espécies exóticas, além de diminuir seu impacto sobre as formigas nativas por competição.

Referências

- Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26: 32-46. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>
- Armbrecht, I.; Perfecto, I. & Vandermeer, J. 2004. Enigmatic biodiversity correlations: ant diversity responds to diverse resources. *Science*, 304: 284-286. doi: 10.1126/science.1094981
- Aronson, M.F.J.; Lepczyk, C.A.; Evans, K.L.; Goddard, M.A.; Lerman, S.B.; MacIvor, J.S.; Nilon, C.H. & Vargo, T. 2017. Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. *Frontiers Ecology Environment*, 15: 189–196. doi: <https://doi.org/10.1002/fee.1480>
- Benati, K.R.; Peres, M.C.L.; Brescovit, A.D.; Santana, F.D. & Delabie, J.H.C. 2011. Avaliação de duas técnicas de translocação de serrapilheira sobre as assembléias de aranhas (Arachnida: Araneae) e formigas (Hymenoptera: Formicidae). *Neotropical Biology and Conservation*, 6: 13-26. doi: <https://doi.org/10.4013/993>
- Bestelmeyer, B.T.; Agosti, D.; Alonso, L.E.; Brandão, C.R.F.; Brown, W.L.; Delabie, J.H.C. & Silvestre, R. 2000. Field techniques for the study of ground-living ants: an overview, description, and evaluation. In: Agosti, D.; Majer, J.D.; Tennant de Alonso,

- L. & Schultz, T. (eds) *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Washington: Smithsonian Institution, pp. 122-144
- Bolton, B. 2019. AntWeb: versão 8.6.6. Acesso em: 11/11/2019. Disponível em: <http://www.antweb.org>
- Buczkowski, G. 2010. Extreme life history plasticity and the evolution of invasive characteristics in a native ant. *Biological Invasions*, 12: 3343–3349. doi: <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9727-6>
- Byrne, L.B. 2007. Habitat structure: A fundamental concept and framework for urban soil ecology. *Urban Ecosystems*, 10: 255–274. doi: <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0027-6>
- Castaño-Meneses, G.; Mariano, C.S.F.; Rocha, P.; Melo, T.; Tavares, B.; Almeida, E.; Silva, L.; Pereira, T.P.L. & Delabie, J.H.C. 2015. The ant community and their accompanying arthropods in cacao dry pods: an unexplored diverse habitat. *Dugesiana*, 22: 29-35. doi: <http://dx.doi.org/10.32870/dugesiana.v22i1.4173>
- Colwell, R.K. 2009. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.0.
- Delabie, J.H.C.; Santos-Neto, E.A.; Oliveira, M.L.; Silva, P.S.; Santos, R.J.; Caitano, B.; Mariano, C.S.F.; Arnhold, A. & Koch, E.B.A. 2020. A coleção de Formicidae do Centro de Pesquisas do Cacau (CPDC), Ilhéus, Bahia, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, 15: 289-305. doi: <https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v15i1.293>
- Eisenlohr, P.V. 2014. Persisting challenges in multiple models: a note on commonly unnoticed issues regarding collinearity and spatial structure of ecological data. *Brazilian Journal of Botany*, 37: 365–371. doi: <https://doi.org/10.1007/s40415-014-0064-3>
- ESA - European Space Agency. 2019. Sentinel-2. European Space Agency website. Acesso em: 23/11/2019. Disponível em: <http://www.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-2>
- Faeth, S.H.; Bang, C. & Saari, S. 2011. Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of New York Academy of Sciences*, 1223: 69–81. doi: 10.1111/j.1749-6632.2010.05925.x
- Fernandes, T.T.; Barbosa, E.P.; Oliveira, C.M.; Silva, R.R. & Morini, M.S.C. 2017. Áreas verdes urbanas: galhos na serapilheira como recurso para formigas. In: Bueno, O.C.;

- Campos, A.E.C. & Morini, M.S.C. (eds) Formigas em ambientes urbanos no Brasil. Bauru: Canal 6 editora, pp. 285-317
- Fernandes, T.T.; Dáttilo, W.; Silva, R.R.; Luna, P.; Oliveira, C.M. & Morini, M.S.C. 2019. Ant occupation of twigs in the leaf litter of the atlantic forest: influence of the environment and external twig structure. *Tropical Conservation Science*, 12: 1–9. doi: <https://doi.org/10.1177/1940082919852943>
- Friedrich, R. & Philpott, S.M. 2009. Nest-site limitation and nesting resources of ants (Hymenoptera: Formicidae) in urban green Spaces. *Environmental Entomology*, 38: 600-607. doi: 10.1603/022.038.0311
- Gomes, D.S.; Almeida, F.S.; Vargas, A.B. & Queiroz, J.M. 2013. Resposta da assembleia de formigas na interface solo-serapilheira a um gradiente de alteração Ambiental. *Iheringia*, 103: 104-109. doi: <https://doi.org/10.1590/S0073-47212013000200004>
- Gotelli, N.J. & Colwell, R.K. 2011. Estimating Species Richness. In: Magurran, A.E. & McGill, B.J. (eds) *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*. United Kingdom: Oxford University Press, pp. 39-54
- Haddad, N.M.; Brudvig, L.A.; Clobert, J.; Davies, K.F.; Gonzalez, A.; Holt, R.D.; Lovejoy, T.E.; Sexton, J.O.; Austin, M.P.; Collins, C.D.; Cook, W.M.; Damschen, E.I.; Ewers, R.M.; Foster, B.L.; Jenkins, C.N.; King, A.J.; Laurance, W.F.; Levey, D.J.; Margules, C.L.; Melbourne, B.A.; Nicholls, A.O.; Orrock, J.L.; Song, D. & Townshend, J.R. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1: 1-9. doi: 10.1126/sciadv.1500052
- Hammer, O.; Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4: 1-9
- Holway, D.A. & Suarez, A.V. 2006. Homogenization of ant communities in mediterranean California: The effects of urbanization and invasion. *Biological Conservation*, 127: 319–326. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.05.016>
- Holway, D.A.; Lach, L.; Suarez, A.V.; Tsutsui, N.D. & Case, T.J. 2002. The causes and consequences of ant invasions. *The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 33: 181–233. doi: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150444>
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2019. Cidades. Acesso em: 10/11/2019. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/salvador/panorama>

- King, J.R. & Porter, S.D. 2005. Evaluation of Sampling Methods and Species Richness Estimators for Ants in Upland Ecosystems in Florida. *Environmental Entomology*, 34: 1566- 1578. doi: <https://doi.org/10.1603/0046-225X-34.6.1566>
- Lassau, S.A. & Hochuli, D.F. 2004. Effects of habitat complexity on ant assemblages. *Ecography*, 27: 157-164. doi: <https://www.jstor.org/stable/3683827>
- Leponce, M.; Meyer, C.; Häuser, C.L.; Bouchet, P.; Delabie, J.; Weigt, L. & Basset, Y. 2010. Challenges and solutions for planning and implementing large-scale biotic inventories. In: Eymann, J.; Degreef, J.; Häuser, C.; Monje, J.C.; Samyn, Y. & VandenSpiegel, D. (eds) *Manual on field recording techniques and protocols for All Taxa Biodiversity Inventories and Monitoring*. Abc Taxa, pp.18-48
- Longino, J.T.; Coddington, J. & Colwell, R.K. 2002. The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness three different ways. *Ecology*, 83: 689-702. doi: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[0689:TAFOAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[0689:TAFOAT]2.0.CO;2)
- Lundholm, J.T. & Richardson, P.J. 2010. Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments. *Journal of Applied Ecology*, 47: 966–975. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01857.x>
- Ly, Z.; Yang, J.; Wielstra, B.; Wei, J.; Xu, F. & Si, Y. 2019. Prioritizing Green Spaces for Biodiversity Conservation in Beijing Based on Habitat Network Connectivity. *Sustainability*, 11: 1-20. doi: <https://doi.org/10.3390/su11072042>
- Lynch, A.J. 2018. Creating Effective Urban Greenways and Stepping-stones: Four Critical Gaps in Habitat Connectivity Planning Research. *Journal of Planning Literature*, 34: 1-25. doi: <https://doi.org/10.1177/0885412218798334>
- McKinney, M.L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127: 247–260. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>
- Melo, T.S. & Delabie, J.H.C. 2017. Ecologia e conservação da biodiversidade de formigas em ambientes urbanos. In: Bueno, O.C.; Campos, A.E.C. & Morini, M.S.C. (eds) *Formigas em ambientes urbanos no Brasil*. Bauru: Canal 6 editora, pp. 189-240
- Melo, T.S.; Peres, M.C.L.; Chavari, J.L.; Brescovit, A.D. & Delabie, J.H.C. 2014. Ants (Formicidae) and Spiders (Araneae) listed from the Metropolitan Region of Salvador, Brazil. *Check List*, 10: 355–365. doi: <http://dx.doi.org/10.15560/10.2.355>
- Merckx, T.; Miranda, M.D. & Pereira, H.M. 2019. Habitat amount, not patch size and isolation, drives species richness of macro-moth communities in countryside

- landscapes. *Journal of Biogeography*, 46: 956–967. doi: <https://doi.org/10.1111/jbi.13544>
- Michlewicz, M. & Tryjanowski, P. 2017. Anthropogenic waste products as preferred nest sites for *Myrmica rubra* (L.) (Hymenoptera, Formicidae). *Journal of Hymenoptera Research*, 57: 103–114. doi: <https://doi.org/10.3897/jhr.57.12491>
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2002. Biodiversidade Brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília: Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 404 p.
- Nielsen, A.B.; Bosch, M.; Maruthaveeran, S. & Bosch, C.K. 2014. Species richness in urban parks and its drivers: A review of empirical evidence. *Urban Ecosystems*, 17: 305-327. doi: <https://doi.org/10.1007/s11252-013-0316-1>
- Nwobi, F.N. & Ugomma, C.A. 2014. A comparison of methods for the estimation of Weibull distribution parameters. *Metodoloski zvezki*, 11: 65-78.
- Oksanen, J.; Guillaume-Blanchet, F.; Kindt, R.; Legendre, P.; O'Hara, R.B.; Simpson, G.L.; Solymos, P.; Henry, M.; Stevens, H. & Wagner, H. 2016. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 3.5.0
- Pacheco, R.; Munhae, C.B. & Camacho, G.P. 2017. Formigas exóticas em diferentes paisagens urbanas. In: Bueno, O.C.; Campos, A.E.C. & Morini, M.S.C. (eds) *Formigas em ambientes urbanos no Brasil*. Bauru: Canal 6 editora, pp. 241-263
- 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. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01586.x>
- Pinheiro, J.; Bates, D.; DebRoy, S. & Sarkar, D. 2014. *nlme: linear and nonlinear mixed effects models*. R package version 3.5.0
- R Development Core Team. 2019. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.
- Reyes-López, J. & Carpintero, S. 2014. Comparison of the exotic and native ant communities (Hymenoptera: Formicidae) in urban green areas at inland, coastal and insular sites in Spain. *European Journal of Entomology*, 111: 421–428. doi: [10.14411/eje.2014.044](https://doi.org/10.14411/eje.2014.044)

- Rizali, A.; Bos, M.M.; Buchori, D.; Yamane, S. & Schulze, C.H. 2008. Ants in Tropical Urban Habitats: The Myrmecofauna in a Densely Populated Area of Bogor, West Java, Indonesia. *Journal of Biosciences*, 15: 77-84. doi: <https://doi.org/10.4308/hjb.15.2.77>
- Shochat, E.; Lerman, S.B.; Anderies, J.M.; Warren, P.S.; Faeth, S.H & Nilon, C.H. 2010. Invasion, competition, and biodiversity loss in urban ecosystems. *BioScience*, 60: 199-208. doi: <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.3.6>
- Shochat, E.; Warren, P.S.; Faeth, S.H.; McIntyre, N.E. & Hope, D. 2006. From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 21: 186-191. doi: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.11.019>
- SOS Mata Atlântica – Fundação SOS Mata Atlântica. 2019. Atlas dos Remanescentes Florestais. Acesso em: 13/11/19. Disponível em: <http://mapas.sosma.org.br/>
- Souza-Campana, D.R.; Silva, R.R.; Fernandes, T.T.; Silva, O.G.M.; Saad, L.P. & Morini, M.S.C. 2017. Twigs in the Leaf Litter as Ant Habitats in Different Vegetation Habitats in Southeastern Brazil. *Tropical Conservation Science*, 10: 1-12. doi: <https://doi.org/10.1177/1940082917710617>
- 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, 1874–1883. doi: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12876>
- Toennisson, T.A.; Sanders, N.J.; Klingeman, W.E. & Vail, K.M. 2011. Influences on the Structure of Suburban Ant (Hymenoptera: Formicidae) Communities and the Abundance of *Tapinoma sessile*. *Environmental Entomology*, 40: 1397-1404. doi: <https://doi.org/10.1603/EN11110>
- Turrini, T. & Konp. E. 2015. A landscape ecology approach identifies important drivers of urban biodiversity. *Global Change Biology*, 21: 1652–1667. doi: <https://doi.org/10.1111/gcb.12825>
- Wener, P. 2011. The ecology of urban areas and their functions for species diversity. *Landscape and Ecological Engineering*, 7: 231–240. doi: <https://doi.org/10.1007/s11355-011-0153-4>
- Wetterer, J.K. 2012. Worldwide spread of the African big-headed ant, *Pheidole megacephala* (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News*, 17: 51-62.

- Willott, S.J. 2001. Species accumulation curves and the measure of sampling effort. *Journal of Applied Ecology*, 38: 484-486. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00589.x>
- Wilson, E.O. & Hölldobler, B. 2005. The rise of the ants: A phylogenetic and ecological explanation. *Proceeding of the Nacional Academy of Sciences*, 102: 7411-7414. doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.0502264102>
- Zhang, D. 2018. rsq: R-squared and related measures. R package version 3.5.0
- Zuur, A.F.; Ieno, E.M. & Elphick, C.S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1: 3–14. doi: <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>

Material Suplementar

Tabela 3: Riqueza de espécies nativas, raras e exóticas por Ponto Amostral e categoria de ambientes em Salvador (Bahia-Brasil).

Ponto Amostral	Categoria de Ambiente	Número de Espécies Nativas	Número de Espécies Raras	Número de Espécies Exóticas	Riqueza total
1	Canteiro	1	0	0	1
2	Fragmento	6	1	0	6
3	Canteiro	7	0	1	8
4	Canteiro	0	0	1	1
5	Canteiro	4	0	1	5
6	Fragmento	3	0	0	3
7	Canteiro	0	1	3	3
8	Fragmento	7	0	0	7
9	Fragmento	8	2	1	9
10	Fragmento	7	0	1	8
11	Terreno Baldio	8	0	1	9
12	Fragmento	7	1	1	8
13	Fragmento	4	0	1	5
14	Praça	4	1	2	6
15	Canteiro	4	1	0	4
16	Praça	9	1	1	10
17	Canteiro	5	0	0	5
18	Canteiro	1	0	1	2
19	Praça	1	0	1	2
20	Fragmento	3	1	2	5
21	Fragmento	10	2	1	11
22	Fragmento	10	0	1	11
23	Praça	2	2	1	3
24	Praça	1	0	2	3
25	Canteiro	5	0	2	7
26	Canteiro	1	0	1	2
27	Canteiro	2	0	2	4
28	Canteiro	2	0	1	3
29	Canteiro	5	0	0	5
30	Praça	2	0	1	3
31	Canteiro	5	0	1	6
32	Terreno Baldio	1	0	2	3
33	Terreno Baldio	9	1	0	9

34	Canteiro	1	0	1	2
35	Canteiro	2	0	1	3
36	Praça	4	0	0	4
37	Canteiro	2	0	1	3
38	Praça	3	1	0	3
39	Fragmento	7	1	0	7
40	Canteiro	4	0	1	5
41	Terreno Baldio	9	2	1	10
42	Terreno Baldio	0	0	2	2
43	Praça	0	0	1	1
44	Praça	6	0	0	6
45	Praça	3	0	3	6
46	Praça	1	0	2	3
47	Fragmento	8	1	1	9
48	Fragmento	12	2	0	12
49	Fragmento	7	1	1	8
50	Fragmento	3	0	0	3
51	Fragmento	2	0	0	2
52	Fragmento	11	0	0	11
53	Terreno Baldio	7	2	1	8
54	Fragmento	12	0	0	12
55	Fragmento	3	0	1	4
56	Fragmento	6	0	1	7
57	Fragmento	6	2	0	6
58	Praça	1	0	1	2
59	Fragmento	9	2	0	9
60	Fragmento	6	1	0	6
61	Fragmento	8	1	0	8
62	Fragmento	3	0	1	4

CAPÍTULO V

Este capítulo apresenta o manuscrito intitulado “**Influência do gradiente de urbanização sobre a estratificação vertical de formigas arborícolas em áreas verdes**”, que se destina à apreciação e submissão no periódico científico *Insectes Sociaux*.

Influência do gradiente de urbanização sobre a estratificação vertical de formigas arborícolas em áreas verdes

Tércio da Silva Melo ^{1,2,3,*}, Alessandra Rodrigues Santos de Andrade ^{1,2}, Maurice Leponce ⁴ & Jacques Hubert Charles Delabie ^{1,3}

¹ Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal da Bahia,

² Centro de Ecologia e Conservação Animal, Universidade Católica do Salvador,

³ Laboratório de Mirmecologia, Convênio UESC/CEPLAC, CEPEC-CEPLAC

⁴ Biodiversity Monitoring & Assessment, Royal Belgian Institute of Natural Sciences

* Corresponding author

Resumo: As árvores estratificam verticalmente o ambiente, aumentando sua complexidade estrutural, possibilitando a co-existência de várias espécies de formigas em uma mesma área verde urbana. Contudo, poucos estudos avaliaram como o ambiente urbano interfere na estratificação vertical da mirmecofauna. Assim, avaliamos como as características morfológicas das árvores e o grau de urbanização influencia a estratificação vertical das formigas. 62 árvores foram amostradas em quatro categorias de áreas verdes (canteiros, fragmentos, praças e terrenos baldios) urbanas em Salvador – Brasil, sobre diferentes graus de urbanização. A mirmecofauna foi amostrada através da técnica adaptada do *baitline*, com iscas disponibilizadas por três horas nas árvores, sempre pelo turno diurno. A arquitetura das árvores não influenciou a riqueza de formigas, mas o aumento do tamanho das árvores levou a uma mudança na composição de espécies em função do estrato, enquanto as demais variáveis observadas não apresentaram influência sobre a estrutura da mirmecofauna. Assim, propomos que, nas cidades, a variedade de recursos e nichos é proporcional ao tamanho da árvore, levando a comunidade de formigas a se organizar de forma estruturada.

Palavras-chave: Formicidae, Cidade, Árvore, *Baitline*, Brazil, Bahia, Salvador

Introdução

Muitos estudos já foram realizados em ambientes urbanos com o intuito de avaliar como a urbanização influencia a distribuição dos organismos. A maior parte dessas avaliações foi realizada abrangendo largas escalas espaciais, avaliando-se gradientes de urbanização (ex.: cidade vs campo) (Sanford et al, 2008; Warren II et al, 2018) ou comparando-se diferentes tipos de ambientes (Pacheco & Vasconcelos 2007; Nooten et al, 2019; Santos et al, 2019). Esses estudos têm sido realizados em ambientes classificados como áreas verdes, nos quais são utilizadas métricas de paisagem e tipos de ambiente que são considerados como dados preditores da diversidade biológica (Santiago et al, 2018; Nooten et al, 2019; Santos et al, 2019). Estas áreas verdes possuem grande relevância do ponto de vista da conservação, já que são capazes de manter uma fração importante da biodiversidade nativa regional, incluindo espécies raras ou ameaçadas de extinção (Wener 2011; Nielsen et al, 2014; Melo & Delabie, 2017).

Uma das principais características que definem um ambiente urbano como área verde, é um solo permeável (Byrne 2007; Faeth et al, 2011), muitas vezes associado à ocorrência de plantas de variados portes (ex.: herbáceas, arbustivas e arbóreas) e origens (nativas e/ou exóticas). A vegetação dessas áreas verdes geram habitats heterogêneos, com diferentes níveis de complexidade estrutural, de fragmentos florestais a gramados (Nooten et al, 2019). Essa variedade de vegetação em áreas verdes permite a coexistência de numerosas espécies de animais, onde ambientes estruturalmente complexos apresentam uma fauna proporcionalmente diversa (Ribas et al, 2003; Tews et al, 2004; Klimes et al, 2012). Notoriamente, as árvores estratificam verticalmente o ambiente, aumentando sua complexidade estrutural (Klimes et al, 2012; Nooten et al, 2019). Contudo, a vegetação de porte arbóreo se destaca nas áreas verdes principalmente por sua importância na manutenção de serviços ecossistêmicos (ex.: regulação térmica, redução da poluição sonora/ar, benefícios sociais e para a saúde humana) e conservação da biodiversidade nas cidades (Yasuda & Koike, 2009; Estrada et al, 2014; Amato-Lourenço, 2016; Pena et al, 2016; Cox et al, 2017; Lepczyk et al, 2017, Pena et al, 2017). Mesmo em áreas verdes degradadas ou reabilitadas, onde uma maioria das árvores pode ser exótica, plantas de porte arbóreo continuam apresentando a mesma relevância para a fauna (Yasuda & Koike, 2009; Pena et al, 2016; Frank et al, 2019). Em ambientes naturais, a fauna não se distribui de forma homogênea nas plantas (Chapin & Smith,

2019), mas não se sabe como os organismos se distribuem entre os diferentes estratos da vegetação de ambientes urbanos.

Dentre a fauna que habita as áreas verdes urbanas, as formigas se destacam por apresentarem riqueza e abundância elevada, além de serem encontradas em diferentes tipos de habitats e com diversos níveis de degradação (Melo et al, 2014; Melo & Delabie, 2017). A mirmecofauna apresenta diferenças importantes nas assembleias do solo e da vegetação, sendo as espécies arborícolas, em geral, menos especializadas na seleção de recursos (Wilson & Hölldobler, 2005). Muitos processos ecológicos determinam e regulam a riqueza e distribuição das formigas arborícolas nas árvores, nos quais fatores tais como interações inter e intra-específicas, arquitetura da planta, riqueza e densidade de árvores, e estágio de conservação no ambiente, estão entre as principais variáveis (Ribas et al, 2003; Estrada et al, 2014; Klimes et al, 2012; Klimes et al, 2015; Queiroz & Ribas, 2016; Sousa-Souto et al, 2016). Contudo, poucos estudos foram idealizados para avaliar como a urbanização interfere na estratificação vertical da fauna das cidades (Suarez-Rubio & Thomlinson, 2009; Stukalyuk, 2017). Assim, avaliações em escalas espaciais mais finas (estratificação vertical) seriam um modo relevante para compreender como a urbanização e a arquitetura das árvores influenciam na distribuição das formigas em ambiente urbano. Desse modo, avaliamos (1) como as características morfológicas das árvores (altura da planta, circunferência a altura do peito - CAP, forma do tronco e textura da casca) influenciam a riqueza em espécies de formigas; (2) a beta-diversidade da comunidade de formigas; (3) se a riqueza e (4) a estratificação vertical da mirmecofauna arborícola dependem do grau de urbanização.

Materiais e Métodos

Área de Estudo

A cidade de Salvador é a quarta maior cidade do Brasil, foi a primeira capital do país (entre 1549 e 1763) e é a capital do estado da Bahia. A cidade possui uma área territorial de 693 km², uma população de 2.872.347 habitantes com densidade demográfica de 3.859,44 hab/km² (IBGE, 2019). Localizada no domínio do bioma da Mata Atlântica, que vêm sofrendo com a perda de habitat e fragmentação (Haddad et al, 2015), Salvador está inserida em uma área de vegetação de Floresta Ombrófila Densa

(SOS Mata Atlântica, 2019). Posicionada em uma região considerada de alta importância biológica e prioritária para a conservação de invertebrados (MMA, 2002), a região metropolitana de Salvador apresenta a maior riqueza de formigas registrada em ambientes urbanos do Brasil (Melo et al, 2014; Melo & Delabie, 2017).

Amostragem das formigas

Foram coletadas formigas em 62 Pontos Amostrais (PA) distribuídos de modo aleatório em áreas verdes da cidade de Salvador, em diferentes graus de urbanização (figura 1) e ambientes (canteiros -18 PAs, fragmentos - 25, praças – 12 e terrenos baldios - 6) (Tabela 1). O estudo recebeu as autorizações de coleta nº 62268-1 do MMA/SISBIO e nº 2018-003254/TEC/PESQ-0006 do INEMA/DIRUC. As coletas foram realizadas no período de abril a junho de 2019, mantendo-se um intervalo mínimo de 100 metros entre sucessivos PAs. Em cada PA, a mirmecofauna foi amostrada numa planta de porte arbóreo com Circunferência a Altura do Peito (CAP) superior a 50cm, durante o turno diurno, através da técnica adaptada do *baitline* (Leponce et al, 2019). A altura das árvores amostradas variou entre 8m a 18m e foi estimada com o auxílio de trena digital. A técnica consiste em colocar uma corda com iscas atrativas no local mais alto da copa da planta que pode ser alcançado com o auxílio de um estilingue (ver figura 2). As iscas consistiam em uma mistura de sardinha em óleo vegetal e melão, enrolada dentro de uma toalha de papel e amarrada à corda. As iscas foram espalhadas a cada 2 m ao longo da corda, de 1 m acima do solo até o local do mais alto da árvore. Devido à arquitetura das plantas, nem sempre todas as iscas elevadas estiveram em contato com o tronco ou os galhos das árvores a serem amostradas, não estando disponíveis para as formigas. Dessa forma, só foram consideradas amostradas as árvores que tiveram ao mínimo de três iscas em contato com tronco ou galhos, a qualquer altura. As iscas permaneceram disponíveis por três horas nas árvores. Ao serem retiradas das árvores, as formigas presentes nas iscas foram fixadas diretamente em álcool a 99%. O número de iscas por planta variou entre 3 a 7 unidades e um total de 267 iscas foi utilizado no estudo.

Depois de preparadas para coleção entomológica, as formigas foram identificadas e posteriormente depositadas na coleção do Laboratório de Mirmecologia (acrônimo CPDC, curador: J. Delabie), na Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira

(CEPLAC, Itabuna, Bahia, Brasil) (ver Delabie et al, 2020), como número de tombo #5846. A nomenclatura das formigas segue Bolton (2019).

Tabela 1: Caracterização dos ambientes coletados, esforço amostral e riqueza estimada de formigas em Salvador (Bahia-Brasil).

Ambiente	Característica	Nº de PAs amostrados	Riqueza estimada
Canteiro	Área verde artificial localizada nas margens de ruas, com manejo ambiental e sem formação de dossel	18	38,1
Fragmento florestal	Área verde natural, sem manejo ambiental e com formação de dossel	25	47,3
Praça	Área verde artificial, com manejo ambiental e utilizada para lazer, sem formação de dossel	13	27,1
Terreno baldio	Área verde artificial, sem manejo ambiental e sem formação de dossel	6	12,1

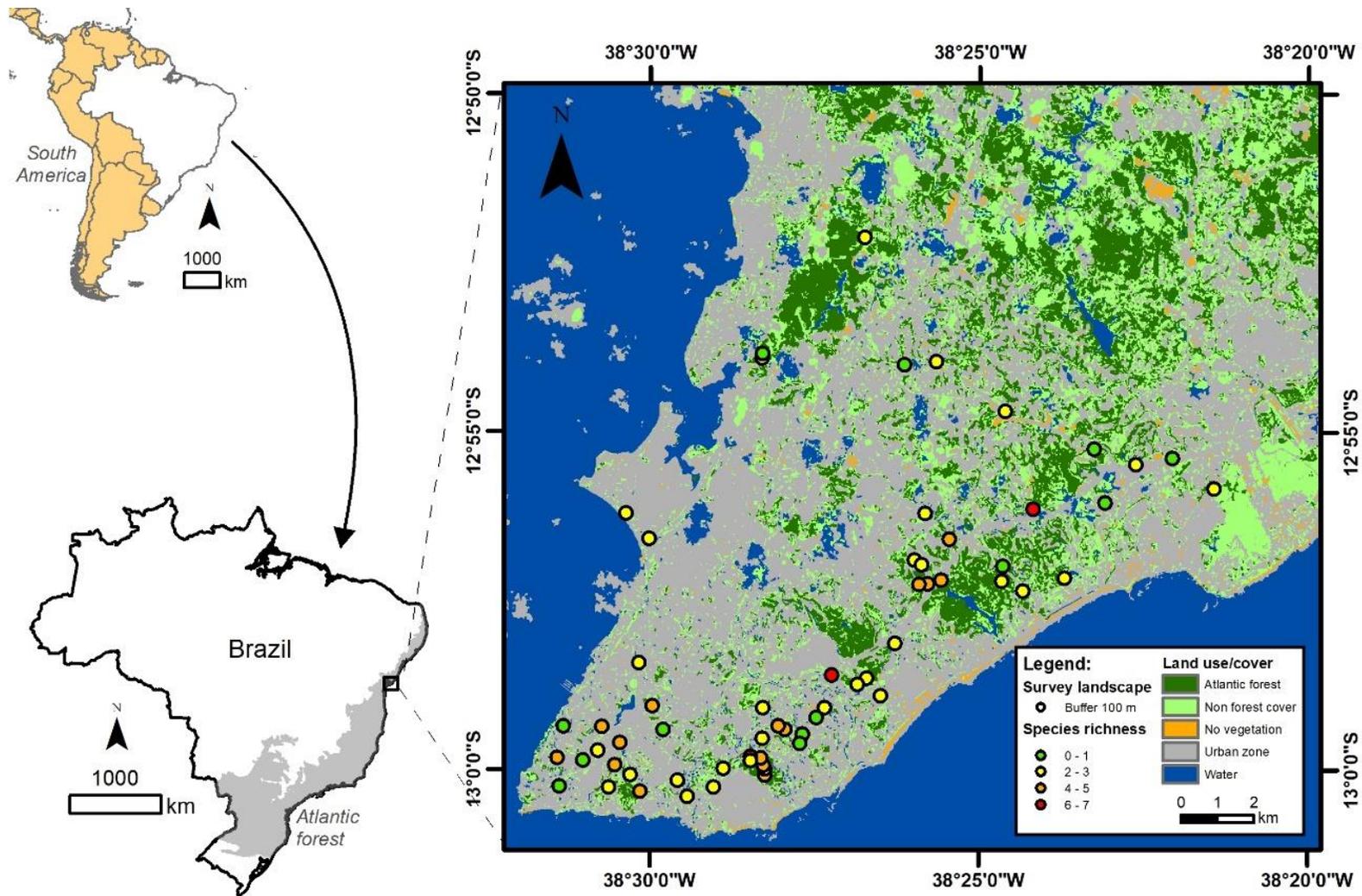


Figura 1: Localização de cidade de Salvador (Bahia-Brasil) com evidência dos 62 pontos amostrados.



Figura 2: Exemplos de amostragens no campo. (A) e (B) Diferentes perspectivas da aplicação da técnica *baitline*. (C) e (D) Exemplo do consumo das iscas por diferentes espécies de formigas.

Quantificação de variáveis ambientais

Em cada árvore amostrada, características da arquitetura das plantas foram registradas: altura da planta, CAP, forma do tronco e textura da casca. A altura da árvore foi estimada em metros com o auxílio de uma trena digital. O CAP foi medido em centímetros, a uma altura de 1,5m. Os troncos foram classificados em três categorias em função da forma do tronco: circular (estrutura regular, sem cavidades), acanalado (estrutura irregular, podendo apresentar pequenas cavidades) e fenestrado (estrutura muito irregular, com cavidades de tamanhos e profundidades muito variáveis). A casca das árvores amostradas também foi classificada em três categorias: lisa (sem fendas, além de incluir características como: rugosidades, espinhos, lenticelas e casca laminácea), fissurada (com ocorrência de fendas) e desprendida (desprendimento da casca em placas grossas e lenhosas, ou escamas). Ainda, registramos a presença ou ausência de epífitas nas árvores (bromélias, lianas, orquídeas e trepadeiras) e a origem da vegetação amostrada (nativa ou exótica), a fim de avaliar se esses fatores interferiram na resposta das formigas.

A taxa de urbanização foi determinada por meio de análise de paisagem e foi quantificada em percentagem da cobertura do ambiente (classificação em área urbana verde e em área urbana - não verde). Para isso, imagens orbitais do satélite Sentinel-2, com 10m de resolução espacial para as bandas visíveis, e 20 a 60m para as bandas de infravermelho, foram utilizadas, totalizando 13 bandas ao longo do espectro eletromagnético (ESA, 2019). A imagem selecionada foi tomada em março de 2019, tendo como critério de escolha, a ausência ou baixa densidade de nuvens sobre a área de estudo. O tratamento digital de imagem foi realizado em ambientes SIG e PDI, utilizando-se os softwares ArcGIS 10.5® e Spring 5.5.2, para composição de bandas, recorte da área de interesse e transformação do arquivo de origem. Através da combinação entre bandas, foi produzida uma nova imagem, melhorando a observação dos alvos de interesse (área verde x área urbana). As combinações que melhor possibilitaram a interpretação da paisagem no estudo foram a composição por cor natural R4G3B2 (resolução espacial de 10 m) e a composição por falsa cor R8aG11B12 (resolução espacial de 20 m), esta última utilizada diretamente no processo de classificação temática. As etapas de classificação temática foram realizadas a partir da segmentação da imagem multiespectral de composição falsa “cor R8aG11B12”, para análise de classificação por regiões. A imagem

segmentada resultante foi submetida ao processo de classificação supervisionada de máxima verossimilhança e as classes registradas na paisagem em questão foram: água continental, área urbana, brejo, dunas, estrada, floresta, mar, nuvem, ondas oceânicas, solo exposto, sombra de nuvem e telhado, com o auxílio da interpretação visual da imagem original em falsa cor e, adicionalmente, a imagem em cor natural. Após a tomada de amostras por classes, foi finalizada a assinatura espectral dos alvos e realizada a classificação por máxima verossimilhança, com coeficiente de similaridade de 99%. Algumas classes foram agrupadas *a posteriori* de modo a ser combinadas em duas classes principais, denominadas áreas verdes naturais e áreas verdes artificiais (brejo, dunas, floresta e solo exposto) e áreas urbanizadas (água continental, área urbana, estrada, mar, nuvem, ondas, sombra de nuvem e telhado). Os dados quantitativos utilizados nas análises foram a proporção (%) de área urbana na paisagem.

Análise estatística

A curva de acumulação de espécies foi desenhada, a fim de verificar o grau de suficiência amostral das formigas arborícolas da cidade de Salvador e dos ambientes estudados com o auxílio do programa EstimateS 8.2.0 (Colwell, 2009). Para isso, o número de espécies foi plotado em função do número de PA, com 9.999 randomizações realizadas, visando gerar um intervalo de confiança e remover o efeito da sequência ordenada da tomada das amostras. Assim, o estimador não paramétrico Jackknife de primeira ordem (Jack 1) foi utilizado para estimar a riqueza total, por ser um bom estimador para dados de presença-ausência em assembleias com grande número de espécies raras (Gotelli & Colwell 2011). A fim de comparar os ambientes, foram construídas as curvas de rarefação de cada um, com intervalos de confiança de 95% do número cumulativo de espécies, com auxílio do programa Past 4.02 (Hammer et al, 2001). Ainda, para avaliar uma eventual diferença i) entre a riqueza de formigas em árvores que apresentavam epífitas ou não e ii) entre espécies de plantas nativas ou exóticas, foram realizados testes *t* como auxílio do programa Past 4.02 (Hammer et al, 2001).

Para avaliar como varia a mirmecofauna em cada PA, foi utilizado o índice de beta-diversidade de Whittaker (Whittaker, 1972). O cálculo mede o quanto a diversidade regional (de uma árvore) excede a diversidade local (iscas), através da fórmula: $\beta = \gamma_{\text{árvore}}$

/ α_{isca} , onde $\gamma_{\text{árvore}}$ é a diversidade gama (riqueza total de formigas em uma única árvore) e α_{isca} é a diversidade alfa média (número médio de espécies por isca em cada planta).

Com o objetivo de avaliar a influência da arquitetura das árvores (altura da planta, CAP, forma do tronco e textura da casca) e da urbanização nos PAs na mirmecofauna, optou-se pelo *General Linear Model* (GLM), devido aos dados bióticos não apresentarem distribuição normal (Zuur et al, 2010). As possíveis correlações entre as variáveis ambientais foram avaliadas pelo Fator de Inflação de Variação (VIF) (Eisenlohr, 2014) a fim que os fatores explicativos que produzissem instabilidade nos modelos de regressão fossem retirados do teste (Zuur et al, 2010). Valores de VIF > 10 indicam a presença de variáveis correlacionadas na análise dos modelos lineares (Zurr et al, 2010). Para a análise, construímos um modelo completo com altura da planta, CAP, forma do tronco e textura da casca e urbanização, para posterior simplificação através da exclusão gradual de fatores não significativos ($p < 0,05$). Em todas as avaliações com riqueza de espécies, a distribuição de *Poisson* foi utilizada, enquanto, para a beta-diversidade, a distribuição *Gaussiana* foi a selecionada. Todos os cálculos foram executados no programa R version 3.6.1 (R Development Core Team, 2019), utilizando os pacotes Vegan (Oksanen et al, 2007), MASS (Nwobi & Ugomma, 2014), e nlme (Pinheiro et al, 2014). Para o cálculo do pseudo- r^2 para as variáveis preditoras, utilizamos o coeficiente de determinação V de Zhang para modelos lineares generalizados com auxílio do pacote rsq (Zhang, 2018). Para avaliar possíveis diferenças nas assembleias de formigas entre os estratos arbóreos, diferenciando espécies exóticas e nativas, foi realizado um Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) utilizando a distância de *Jaccard*, através do programa Past 4.02 (Hammer et al, 2001).

Resultados

Um total de 47 espécies de formigas foi coletado, as quais são distribuídas em 23 gêneros e seis subfamílias (tabela 2). Myrmicinae foi a subfamília mais rica (27 espécies; 57,4% do total), seguida de Formicinae (8; 17,0%) e Dolichoderinae (6; 12,7%). Já os gêneros que apresentaram maior riqueza foram *Pheidole* (9), *Camponotus* (4) e *Pseudomyrmex* (4), representando 36,1% das espécies coletadas. As espécies que tiveram maior frequência de ocorrência foram: *Monomorium floricola* (Jerdon, 1851) (59,5%), *Tapinoma melanocephalum* (Fabricius, 1793) (29,7%), *Dorymyrmex pyramicus* (Roger,

1863) (25,5%), *Crematogaster erecta* Mayr, 1866 (21,2%) e *Wasmannia auropunctata* (Roger, 1863) (21,2%). A riqueza nas árvores variou de zero a sete espécies (tabela 3). Para um esforço de amostragem igual, os PAs classificados como fragmentos florestais apresentaram a maior riqueza (31 espécies), seguido dos canteiros (24), praças (17) e terrenos baldios (8). Segundo o estimador Jackknife1, a amostragem capturou 71,5% das espécies esperadas para a cidade de Salvador (65,6 espécies). Entre os diferentes ambientes, fragmentos florestais apresentaram a maior estimativa de riqueza (47,3 espécies), seguido de canteiros (38,1), praças (27,1) e terrenos baldios (12,1) (tabela 1). Contudo, nenhuma das curvas de espécies observadas e estimadas apresentou evidência de estabilização (figura 3). Ainda, uma grande proporção de espécies foi observada uma única vez em Salvador (*singletons*: 40,4% do total). A riqueza de formigas não variou com a presença ou ausência de epífitas ($t = 0,12796$ e $p = 0,89861$) e pelo fato das árvores serem nativas ou exóticas ($t = 1,126$ e $p = 0,26471$). A arquitetura das árvores não influenciou a riqueza de formigas, mas apresentou uma forte relação negativa com urbanização, apesar de não ser significativa (GLM: $p = 0.054$, figura 4a). Ainda, nas análises de beta-diversidade, o aumento do tamanho das árvores levou a uma maior variação ao comparar as espécies que vivem em diferentes estratos da planta (GLM: $p < 0.001$, $r^2 = 0,29$, figura 4b), enquanto as demais variáveis não tiveram influência sobre a beta-diversidade. O NMDS colocou em evidência uma estratificação na comunidade de formigas nas árvores, onde espécies exóticas e formigas arborícolas ocuparam regiões distintas da planta hospedeira (figura 5).

Tabela 2: Lista de espécies coletadas nas diferentes áreas verdes de Salvador (Bahia-Brasil-2019).

Espécie	Altura															
	1m	2m	3m	4m	5m	6m	7m	8m	9m	10m	11m	12m	13m	14m	16m	
Dolichoderinae																
<i>Azteca prox. alfari</i>	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	X	-	-	-	-	
<i>Azteca severini</i> Emery, 1896	X	X	X	-	X	-	X	-	X	-	-	-	-	-	-	
<i>Dorymyrmex pyramicus</i> (Roger, 1863)	X	X	X	X	X	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Dorymyrmex</i> sp.1	X	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Linepithema neotropicum</i> Wild, 2007	X	-	X	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Tapinoma melanocephalum</i> (Fabricius, 1793)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	-	X	-	-	-	
Ectatomminae																
<i>Ectatomma tuberculatum</i> (Olivier, 1792)	X	X	X	-	-	X	-	X	-	-	-	-	-	-	-	
Formicinae																
<i>Brachymyrmex admotus</i> Mayr, 1887	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Brachymyrmex heeri</i> Forel, 1874	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Camponotus blandus</i> (Smith, 1858)	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

<i>Camponotus fastigatus</i> Roger, 1863	X	X	X	X	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Camponotus novogranadensis</i> Mayr, 1870	X	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Camponotus vittatus</i> Forel, 1904	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Myrmelachista</i> sp.1	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	
<i>Paratrechina longicornis</i> (Latreille, 1802)	X	X	X	X	X	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	
Myrmicinae																
<i>Acromyrmex rugosus</i> (Smith, 1858)	-	X	-	X	-	X	-	X	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Cardiocondyla obscurior</i> Wheeler, 1929	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Cephalotes atratus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	X	-	-	
<i>Cephalotes minutus</i> (Fabricius, 1804)	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Crematogaster erecta</i> Mayr, 1866	X	X	X	X	X	-	X	X	-	-	X	X	X	-	-	
<i>Crematogaster limata</i> Smith, 1858	X	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Crematogaster victima</i> Smith, 1858	X	X	X	X	X	X	X	-	-	X	-	-	-	-	-	
<i>Monomorium floricola</i> (Jerdon, 1851)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	-	X	-	-	-	
<i>Mycetomoellerius</i> sp.2	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

<i>Pheidole</i> (complex flavens) sp.2	X	-	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> (group fallax) sp.13	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> (group fallax) sp.6	X	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> (group fallax) sp.8	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> (group flavens) sp.21	-	X	-	X	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> (group flavens) sp.23	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole megacephala</i> (Fabricius, 1793)	-	-	X	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole obscurithorax</i> Naves, 1985	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole radoszkowskii</i> Mayr, 1884	X	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rogeria subarmata</i> (Kempf, 1961)	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Solenopsis pollux</i> Forel, 1893	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Solenopsis saevissima</i> (Smith, 1855)	X	X	-	X	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Solenopsis</i> sp.1	X	X	X	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-
<i>Tetramorium bicarinatum</i> (Nylander, 1846)	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tetramorium lucayanum</i> (Latreille, 1802)	X	X	-	X	X	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-

<i>Wasmannia auropunctata</i> (Roger, 1863)	X	X	X	X	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-
<i>Wasmannia rochai</i> Forel, 1912	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Xenomyrmex</i> sp.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	X
Ponerinae															
<i>Odontomachus</i> <i>haematodus</i> (Linnaeus, 1758)	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pseudomyrmecinae															
<i>Pseudomyrmex</i> (group <i>pallidus</i>) sp.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-
<i>Pseudomyrmex</i> <i>curacaensis</i> (Forel, 1912)	X	X	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-
<i>Pseudomyrmex gracilis</i> (Fabricius, 1804)	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-
<i>Pseudomyrmex schuppi</i> (Forel, 1901)	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
Riqueza	32	21	18	18	14	9	12	8	4	6	6	3	2	1	1

Tabela 3: Tipo de habitat, características das árvores amostradas e riqueza de formigas e β - diversidade por planta em diferentes áreas verdes de Salvador (Bahia-Brasil), amostradas de abril a junho de 2019.

Ponto Amostral	Habitat	Identificação da árvore	Origem	Altura (m)	Riqueza	β - diversidade
1	Canteiro	<i>Didymopanax morototoni</i> (Aubl.) Decne. & Planch.	Exótica	10	0	0
2	Fragmento	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Nativa	12	5	2,5
3	Canteiro	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Nativa	10	2	3,3
4	Canteiro	<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	Nativa	10	2	2
5	Canteiro	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Nativa	11	2	4
6	Fragmento	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Nativa	12	1	2
7	Canteiro	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	Exótica	10	3	3
8	Fragmento	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Nativa	13	5	2,5
9	Fragmento	<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	Exótica	13	4	6
10	Fragmento	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Nativa	10	3	3
11	Terreno Baldio	<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	Nativa	9	3	2,4
12	Fragmento	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Nativa	15	1	4
13	Fragmento	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Nativa	10	2	3
14	Praça	<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	Nativa	9	3	1,7
15	Canteiro	<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	Exótica	9	2	2,6
16	Praça	<i>Albizia</i> sp. Durazz.	Nativa	10	3	2
17	Canteiro	<i>Genipa americana</i> L.	Nativa	11	6	2,6
18	Canteiro	<i>Albizia</i> sp. Durazz.	Nativa	11	3	4
19	Praça	<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch	Nativa	12	1	1,5
20	Fragmento	<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	Nativa	10	4	2,6
21	Fragmento	<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	Nativa	11	5	2,5
22	Fragmento	<i>Mangifera indica</i> L.	Exótica	13	3	2,4
23	Praça	<i>Terminalia catappa</i> L.	Exótica	15	2	5

24	Praça	<i>Terminalia catappa</i> L.	Exótica	12	1	1,3
25	Canteiro	<i>Licania</i> sp. Aubl.	Nativa	10	3	4
26	Canteiro	<i>Tabebuia</i> sp. Gomes ex DC.	Nativa	12	2	1,6
27	Canteiro	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	Exótica	12	3	3
28	Canteiro	<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	Nativa	10	4	1,6
29	Canteiro	<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	Nativa	12	2	5
30	Praça	<i>Albizia</i> sp. Durazz.	Nativa	9	4	1,4
31	Canteiro	<i>Tamarindus indica</i> L.	Exótica	10	2	3
32	Terreno Baldio	<i>Ficus</i> sp. L.	Nativa	10	5	2,5
33	Terreno Baldio	<i>Albizia</i> sp. Durazz.	Nativa	13	3	3
34	Canteiro	<i>Handroanthus</i> sp. Mattos	Nativa	13	1	5
35	Canteiro	<i>Tabebuia</i> sp. Gomes ex DC.	Nativa	14	3	3
36	Praça	<i>Tabebuia</i> sp. Gomes ex DC.	Nativa	14	4	3,3
37	Canteiro	<i>Zanthoxylum</i> sp. L.	Nativa	12	0	0
38	Praça	<i>Inga</i> sp. Mill.	Nativa	13	1	5
39	Fragmento	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Nativa	9	2	1,2
40	Canteiro	<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	Nativa	8	3	2
41	Terreno Baldio	<i>Spondias mombin</i> L.	Nativa	10	1	2
42	Terreno Baldio	<i>Spondias mombin</i> L.	Nativa	10	2	1,2
43	Praça	<i>Terminalia catappa</i> L.	Exótica	16	1	5
44	Praça	<i>Swietenia macrophylla</i> L.	Nativa	14	4	7
45	Praça	<i>Tabebuia</i> sp. Gomes ex DC.	Nativa	11	3	3
46	Praça	<i>Eriotheca</i> sp. Schott & Endl.	Nativa	12	3	3,7
47	Fragmento	Fabaceae sp. Lindl.	-	11	4	4
48	Fragmento	<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	Nativa	16	3	3
49	Fragmento	<i>Mangifera indica</i> L.	Exótica	15	5	3,5
50	Fragmento	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Nativa	11	4	3,2
51	Fragmento	<i>Ficus gomelleira</i> Kunth	Nativa	13	1	2

52	Fragmento	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Nativa	14	6	3,3
53	Terreno Baldio	<i>Spondias mombin</i> L.	Nativa	13	2	1,6
54	Fragmento	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Nativa	13	4	4
55	Fragmento	<i>Coccoloba latifolia</i> Lam.	Nativa	15	2	1,7
56	Fragmento	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Nativa	18	4	8
57	Fragmento	<i>Inga cf. laurina</i> (Sw.) Willd.	Nativa	11	3	2,4
58	Praça	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Nativa	12	1	1
59	Fragmento	<i>Ficus gomelleira</i> Kunth	Nativa	16	7	4,3
60	Fragmento	<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	Nativa	13	2	3
61	Fragmento	<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	Exótica	14	4	3,2
62	Fragmento	<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	Exótica	16	1	5

Legenda: Nativa = espécie natural da Mata Atlântica. Exótica = espécie sem ocorrência natural da Mata Atlântica.

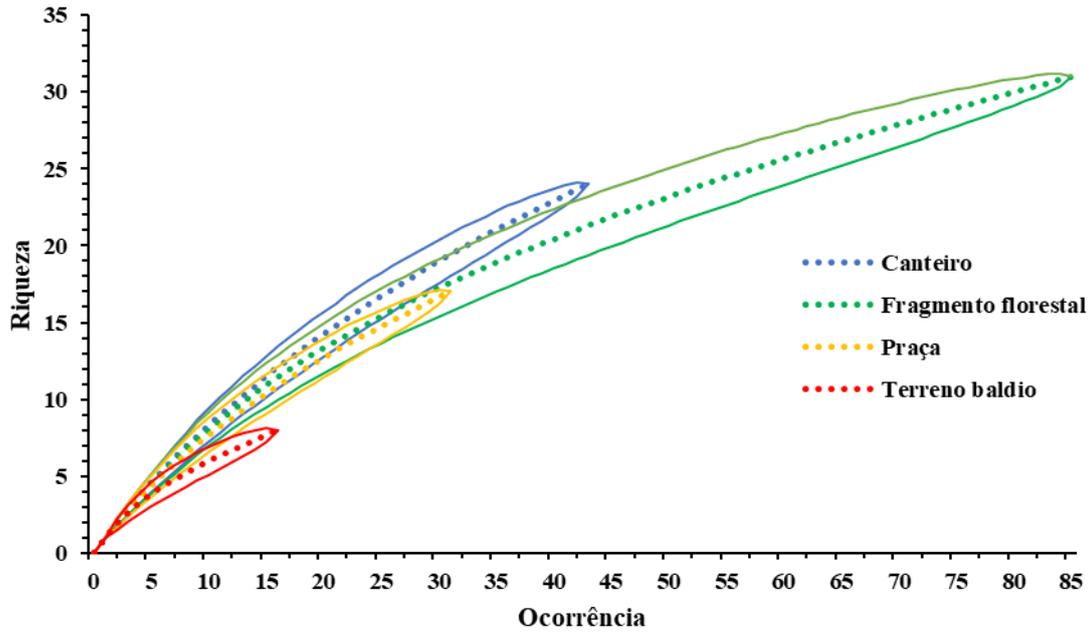


Figura 3: Curvas de rarefação das assembleias de formigas em quatro tipos de áreas verdes de Salvador (Bahia-Brasil).

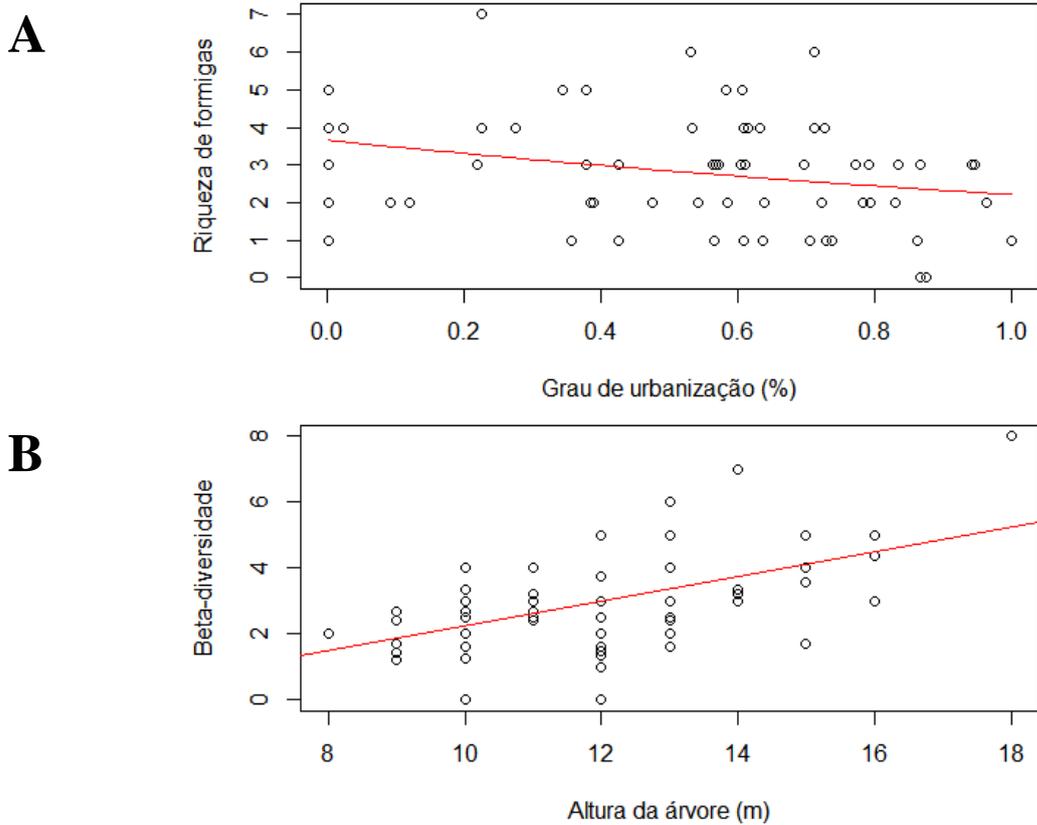


Figura 4: Relação entre características da diversidade de formigas e variáveis ambientais em Salvador (Bahia-Brasil). (A) Relação entre riqueza de espécies e grau de urbanização. (B) Relação entre beta-diversidade e altura da árvore (m).

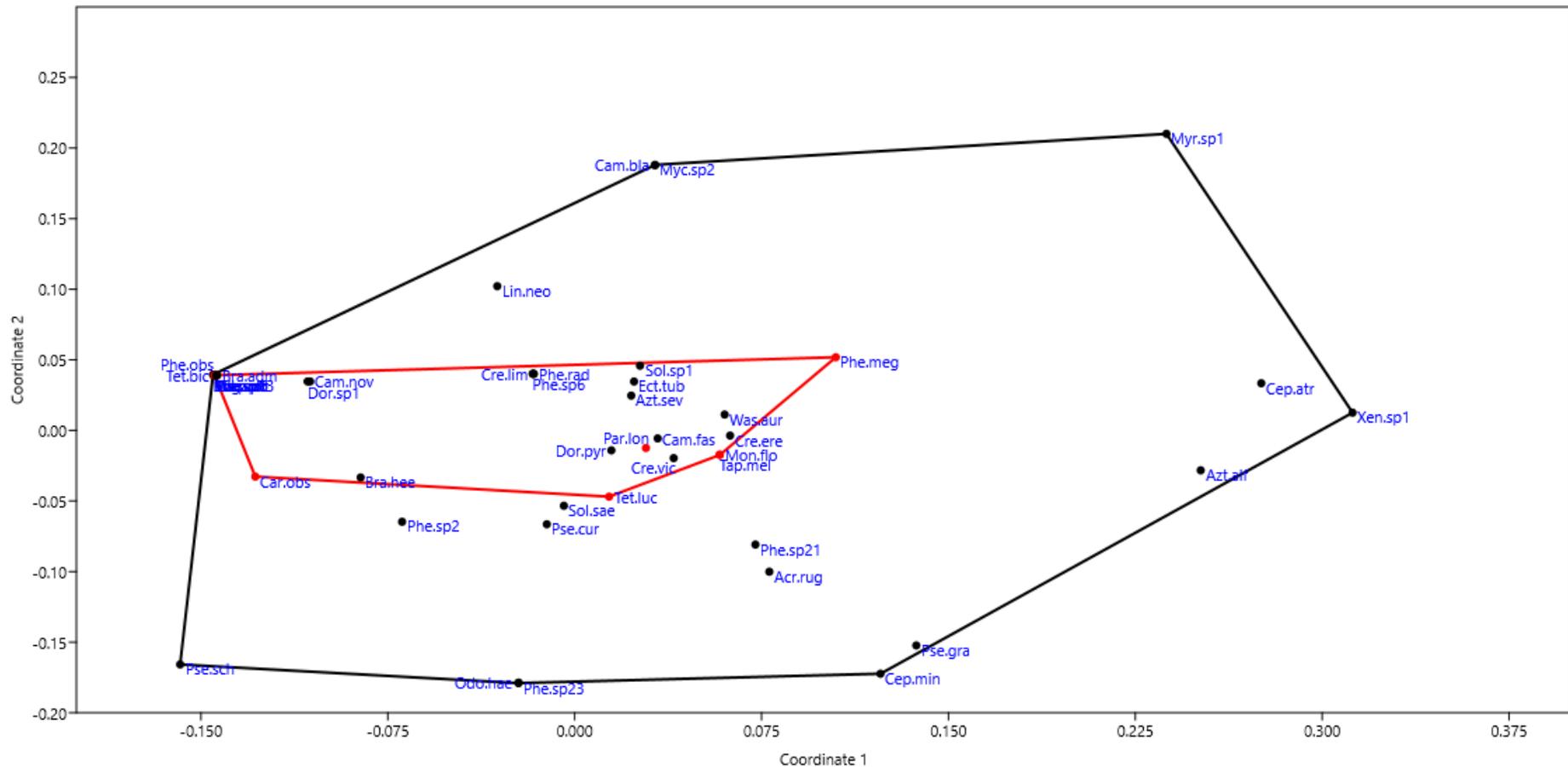


Figura 5: Caracterização por NMS da assembleia de formigas em diferentes alturas nas plantas das áreas verdes de Salvador (Bahia-Brasil) (71,2% de explicação dos dois eixos / stress: 0,2555). Formigas dominantes e exóticas ocupando os primeiros estratos das plantas (entre 1m e 8m, lado esquerdo do gráfico) enquanto espécies estritamente arborícolas ocorrendo nas últimas camadas arbóreas (entre 9m e 16m, lado direito do gráfico). Legenda: Linhas e pontos vermelhos = espécies exóticas. Linhas e pontos pretos = espécies nativas.

Discussão

Em ambientes altamente modificados, como pastagens, mesmo árvores isoladas apresentam importância para conservação da diversidade de formigas (Majer & Delabie, 1999), porém, são escassos estudos sobre a mirmecofauna arborícolas em áreas urbanas (Estrada et al, 2014; Stukalyuk, 2017; Santiago et al, 2018). Estes estudos apresentaram riqueza similar ao observado no presente trabalho, no qual registramos a maior parte da diversidade estimada de formigas arborícolas para Salvador. Uma grande proporção dessas espécies (mais de 40%) foi considerada rara; além disso, o presente estudo permitiu acrescentar nove espécies ainda não observadas para aquela localidade (Melo et al, 2014; Melo & Delabie, 2017). Mesmo que a amostragem tenha capturado a maior parte das espécies que contribui à riqueza estimada, a curva de acumulação de espécies não apresentou tendência para estabilização, o que é reflexo do alto número de espécies raras e que é característico de grupos megadiversos, como as formigas (Willott 2001; Longino et al, 2002; King & Porter, 2005). As espécies de maior ocorrência foram as formigas exóticas *M. floricola* e *T. melanocephalum*. Ambas as espécies são extremamente abundantes em cidades brasileiras (Melo & Delabie, 2017), onde *T. melanocephalum* prefere habitações (Delabie et al, 1995), hospitais (Castro et al, 2015) e outros locais modificados (Wetterer, 2009), como os canteiros, praças e terrenos baldios. Já *M. floricola* é uma espécie arborícola encontrada em ambientes modificados (Conceição et al, 2015) e, às vezes, em áreas naturais (Wetterer, 2010), o que explica sua ocorrência em mais da metade dos locais amostrados. Por isso, essa formiga foi também observada em fragmentos florestais. Apesar de essas espécies exóticas competirem pelos recursos disponíveis nas árvores e contribuírem, em determinados casos, a reestruturar a comunidade de formigas (Conceição et al, 2015), a complexidade da arquitetura das árvores é um fator determinante para manutenção das espécies nativas, já que estas são capazes de se deslocar para ocuparem diferentes estratos evitando a competição (Conceição et al, 2015; Rahim & Ohkawara, 2019). Assim, mesmo com os prováveis impactos causados pelas formigas exóticas a espécies nativas em árvores, estas plantas ainda são capazes de promover a manutenção de uma grande proporção das espécies nativas nas cidades, sendo esse tipo de amostragem importante para avaliar-se alterações da diversidade ocasionadas pela urbanização.

Nos ambientes naturais, as características arquiteturais das árvores influenciam a riqueza de formigas arbóreas (Ribas et al, 2003; Campos et al, 2008; Clay et al, 2010; Klimes et al, 2015; Queiroz & Ribas, 2016; Adams et al, 2017; Adams et al, 2019). Em ambientes urbanos, poucos trabalhos avaliaram a influência da arquitetura das árvores sobre a mirmecofauna (Estrada et al, 2014) e essa relação não se verificou em nosso estudo. Além disso, não foi observada relação entre os fatores bióticos associados à planta e a riqueza de formigas (Coriolano et al, 2014). A maior parte das árvores amostradas por nós era situada em canteiros, praças e terrenos baldios, locais onde as árvores são irregularmente manejadas, como por exemplo, através de limpeza e poda de troncos e galhos. Por exemplo, em menos de um ano após a coleta de dados, presenciou-se: (1) a poda drástica de um jenipapeiro (*Genipa americana* L., Rubiaceae) no canteiro (PA17) de uma avenida e (2) de uma ingazeira (*Inga cf. laurina* (Sw.) Willd., Fabaceae) em um fragmento florestal (PA57); (3) além disso, foi observado a erradicação de uma cajazeira (*Spondias mombin* L., Anacardiaceae) em um terreno baldio (PA53) para ampliação de uma avenida (T. Melo, observação pessoal). A poda drástica provoca muito certamente a extinção brutal de colônias de formigas na árvore, ao mesmo tempo que leva à simplificação da arquitetura da planta, influenciando diretamente a riqueza da assembleia de formigas que vivem ali. Apesar da mirmecofauna apresentar uma relação com a arquitetura da árvore, a complexidade estrutural do habitat tem se demonstrado um fator que influencia a diversidade de formigas, tanto em ambiente natural (Ribas et al, 2003; Campos et al, 2008; Powell et al, 2011; Klimes et al, 2012, 2015; Adams et al, 2017, 2019; Nooten et al, 2019) quanto urbano (Estrada et al, 2014). Dentre as variáveis estruturais do ambiente, o aumento na quantidade de plantas de porte arbustivo e arbóreo, além da conectividade entre copas, são fatores que possibilitam um maior número de locais de nidificação e aumenta a área de forrageamento disponível às formigas (Ribas et al, 2003; Powell et al, 2011; Klimes et al, 2012, 2015; Adams et al, 2017, 2019). Dessa forma, para a conservação da riqueza de formigas arborícolas nas áreas verdes urbanas (principalmente nos ambientes mais perturbados), são necessárias medidas de manejo que visem incrementar a complexidade do habitat (exemplo: plantio vegetação de diferentes portes) e manutenção da arquitetura natural das árvores (Yasuda & Koike, 2009). Ainda é importante destacar que além da possibilidade de extinção direta da mirmecofauna devido às podas das árvores, formigueiros protegidos pelo formato da planta podem ficar expostos, podendo sofrer extinção indireta por mudança nas condições ambientais (maior

incidência solar, da chuva e vento, por exemplo), além de serem susceptíveis a uma maior taxa de predação (figura 6).

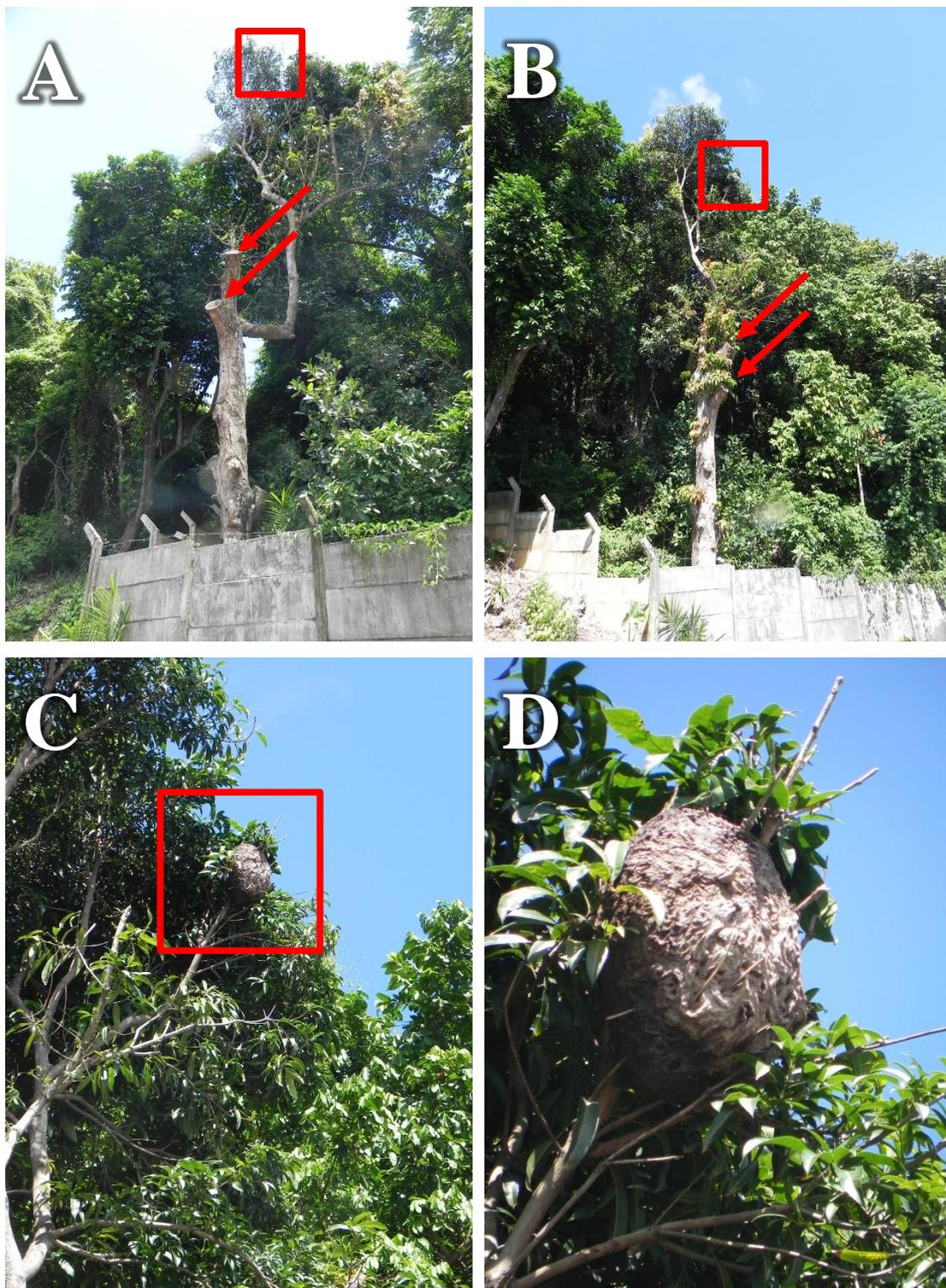


Figura 6: Exemplo de árvore (não coletada) situada no fragmento florestal do ponto amostral 57, com presença de grande ninho de formiga e que após o levantamento de dado, sofreu um poda em dois grandes ramos. (A e B) Destaques em diferentes perspectivas para arquitetura modificada da planta (áreas podadas, setas vermelhas) e localização de ninho de formiga (quadrado vermelho). (C) Destaque para o ninho de formiga (quadrado vermelho). (D) Formigueiro de *Camponotus senex*, espécie não amostrada durante a coleta, mas já sinalizada em Salvador (Melo et al, 2014).

Mesmo a riqueza de formigas não respondendo à arquitetura das árvores, a altura da planta influenciou a distribuição das espécies entre os diferentes estratos arbóreos. Essas alterações nas assembleias de formigas ocorreram por uma substituição de espécies entre estratos, e não por adição de espécies, já que a riqueza não foi influenciada pelo tamanho da árvore. A maior parte da riqueza de formigas ocorre nos primeiros 8 m de altura, havendo uma diminuição considerável na riqueza de espécies acima dessa (ver tabela 2). A composição em espécies também foi alterada em função da altura, onde, além de espécies estritamente arborícolas nos estratos mais baixos (entre 1m a 8m), é possível observar a frequente ocorrência de espécies que nidificam no solo (tais como representantes dos gêneros: *Acromyrmex*, *Brachymyrmex*, *Camponotus*, *Dorymyrmex*, *Pheidole* e *Solenopsis*), elevando a diversidade nessa faixa de altura. Além disso, em algumas áreas verdes, pode ocorrer escassez de recursos alimentares no chão, como pode ocorrer em ambientes naturais em estágios iniciais de recuperação (Rodrigues et al, 2008; Sousa-Souto et al, 2016). Essas formigas que vivem habitualmente na superfície do solo, também exploram recursos em plantas, competindo com as espécies arborícolas e alterando a composição da assembleia de formigas arborícolas (Vasconcelos & Vilhena, 2006; Campos et al, 2008). Ainda nesses estratos mais baixos (até 8 m de altura), observa-se a frequente ocorrência de espécies exóticas: *Cardiocondyla obscurior* Wheeler, 1929, *M. floricola*, *Paratrechina longicornis* (Latreille, 1802), *Pheidole megacephala* (Fabricius, 1793), *T. melanocephalum*, *Tetramorium bicarinatum* (Nylander, 1846) e *Tetramorium lucayanum* (Latreille, 1802). Essas formigas exóticas são geralmente dominantes ou subdominantes, estruturando a composição das espécies nativas nas árvores, disputando por locais de nidificação e áreas de forrageamento (Majer & Delabie, 1994; Dejean et al, 2010; Conceição et al, 2015; Philpott et al, 2018; Rahim & Ohkawara, 2019). Contudo, apesar da dominância dessas espécies, a exclusão competitiva não é o

único fator estruturante da assembleia de formigas arborícolas. A disponibilidade de recursos, principalmente locais de nidificação, é outro fator que pode influenciar a composição da mirmecofauna (Powell et al, 2011). No caso de árvores mais altas, estas certamente possuem uma maior quantidade e diversidade de cavidades para instalação e desenvolvimento de colônias, permitindo a coexistência de formigas arbóreas e que exploram diferentes nichos, diminuindo a exclusão competitiva (Powell et al, 2011). Assim, nos estratos mais altos (entre 9m e 16m), há uma diminuição na ocorrência de formigas exóticas, passando a prevalecer espécies de gêneros tipicamente arborícolas: *Azteca*, *Cephalotes*, *Crematogaster*, *Myrmelachista*, *Pseudomyrmex* e *Xenomyrmex*. Muitas das espécies desses gêneros são generalistas que conseguem utilizar cavidades para nidificar e explorarem uma grande variedade de recursos alimentares (Baccaro et al, 2015), permitindo que sejam encontradas em quaisquer estratos das árvores. Contudo, essas formigas conseguem explorar recursos tais como nectários extraflorais, pólen e soluções açucaradas de hemípteros, além de utilizarem epífitas para instalação dos ninhos (Baccaro et al, 2015; DaRocha et al, 2015). Assim, a altura das árvores proporciona uma maior diversidade de recursos, gerando novas oportunidades de nichos e permitindo a coexistência das espécies. Nas áreas verdes urbanas, os diferentes nichos fazem com que haja mudanças na composição nas diferentes partes das árvores, onde espécies dominantes e exóticas ocupam os estratos mais baixos, enquanto as partes mais altas são ocupadas por espécies nativas estritamente arborícolas.

Na urbanização, um dos processos mais perceptível é a alteração da vegetação nativa para o uso humano, principalmente em regiões de biomas florestais. No caso de formigas arborícolas, a remoção de árvores leva à perda direta de colônias ou indiretamente, através de alterações na estrutura do habitat e arquitetura das plantas (ver figura 6). Assim, processos relacionados à urbanização levam à diminuição na riqueza e composição de formigas arborícolas (Yasuda & Koike, 2009; Estrada et al, 2014; Santiago et al, 2018), e mesmo com a forte tendência para diminuição da riqueza em função do aumento da urbanização observada por nós, esta não se traduziu em efeitos ecológicos sobre a mirmecofauna. Como a urbanização simplifica drasticamente a complexidade estrutural do ambiente natural, as diferentes categorias de áreas verdes contribuem a selecionar espécies e traços funcionais da assembleia resiliente de formigas das cidades (Menke et al, 2011; Nooten et al, 2019). Assim, a mirmecofauna urbana se agrupa em assembleias de ambientes abertos (menos complexos), quentes e secos, além

de espécies de fragmentos florestais, onde o dossel é fechado e com uma estrutura de habitat mais complexa (Menke et al, 2011). Como os locais onde nossa amostragem foi realizada foram majoritariamente em ambientes abertos (canteiros, parques e terrenos baldios), as formigas arborícolas desses habitats não responderam ao gradiente esperado que derivasse da urbanização. Contudo, a mirmecofauna amostrada nos fragmentos florestais pode ter mostrado tendência a uma relação negativa com a urbanização, já que se pode considerar a matriz urbana como um ambiente inóspito. Ainda, mesmo que o ambiente urbano selecione formigas mais adaptadas para sobreviver às condições da cidade, muitas são espécies nativas, mantendo a heterogeneidade biótica e a diversidade global (Pacheco & Vasconcelos, 2007; Menke et al, 2011; Santiago et al, 2018). Dessa forma, os diferentes tipos de áreas verdes com níveis variados de conservação ainda são capazes de suportar uma fração significativa da mirmecofauna arborícola.

Em conclusão, além da importância das árvores para a diversidade vegetal da cidade (Pena et al, 2016), estas também são relevantes para manter a riqueza e composição das formigas arborícolas. Na escala do habitat, o gerenciamento das áreas verdes deve ser realizado visando o plantio de árvores para aumentar a complexidade estrutural (exemplo: formação de dossel e vegetação de sub-bosque) (Pacheco & Vasconcelos, 2007; Yasuda & Koike, 2009, Pena et al, 2016, 2017), mantendo a estratificação vertical nesses ambientes e com uma maior variedade de recursos para a mirmecofauna (Suarez-Rubio & Thomlinson, 2009; Powell et al, 2011). Apesar da ocorrência de epífitas não apresentar relação com a diversidade de formigas nas árvores urbanas que estudamos, a literatura aponta para a influência dessas plantas, principalmente bromélias, no aumento da diversidade de formigas nas árvores (Melo et al, 2016). Assim, o plantio ou transplante de epífitas pode aumentar a variedade de recursos e complexidade estrutural nas árvores, auxiliando na conservação da mirmecofauna nativa (DaRocha et al, 2015; Melo et al, 2016). No nível da cidade, estas plantas também podem atuar como uma rede de trampolins ecológicos, aumentando a conectividade (Majer & Delabie, 1999; Turrini & Knop, 2015), além da paisagem selecionar as espécies e traços funcionais das formigas que vivem nos diferentes tipos de áreas verdes. Por fim, em uma escala mais fina, a estratificação vertical da assembleia de formigas não foi influenciada pelo gradiente de urbanização. Contudo, a estratificação da mirmecofauna possuiu relação com o tamanho da árvore, onde plantas mais altas disponibilizam provavelmente uma maior variedade de recursos (alimentos e locais de

nidificação) e de nichos permitindo a coexistência de uma maior variedade de formigas arborícolas no ambiente urbano.

Referencias

- Adams, J.B.; Schnitzer, S.A. & Yanoviak, S.P. 2017. Trees as islands: canopy ant species richness increases with the size of liana-free trees in a Neotropical forest. *Ecography*, 40: 1067–1075. doi: 10.1111/ecog.02608
- Adams, J.B.; Schnitzer, S.A. & Yanoviak, S.P. 2019. Connectivity explains local ant community structure in a Neotropical forest canopy: a large-scale experimental approach. *Ecology*, 100: 1 – 11. doi: <https://doi.org/10.5061/dryad.302bd95>
- Amato-Lourenço, L.F.; Moreira, T.C.L.; Arantes, B.L.; Filho, D.F.S. & Mauad, T. 2016. Metrôpoles, cobertura vegetal, áreas verdes e saúde. *Estudos Avançados*, 30:113-130. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142016.00100008>
- Baccaro, F.B.; Feitosa, R.M.; Fernandez, F.; Fernandes, I.O.; Izzo, T.J.; Souza, J.L.P. & Solar, R. 2015. Guia para os gêneros de formigas do Brasil. Manaus: Editora INPA, 388 p.
- Bolton, B. 2019. AntWeb: versão 8.6.6. Acesso em: 11/11/2019. Disponível em: <http://www.antweb.org>
- Byrne L.B. 2007.) Habitat structure: A fundamental concept and framework for urban soil ecology. *Urban Ecosystems*, 10: 255–274. doi: 10.1007/s11252-007-0027-6
- Campos, R.I.; Lopes, C.T.; Magalhães, W.C.S. & Vasconcelos, H.L. 2008. Estratificação vertical de formigas em Cerrado strictu sensu no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas, Goiás, Brasil. *Iheringia*, 98: 311-316. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212008000300004>
- Castro, M.M.; Prezoto, H.H.S.; Fernandes, E.F.; Bueno, O.C. & Prezoto, F. 2015. The ant fauna of hospitals: advancements in public health and research priorities in Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 59:77-83. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rbe.2015.02.011>
- Chapin, K.J. & Smith, K.H. 2019. Vertically stratified arthropod diversity in a Florida upland hardwood forest. *Florida Entomologist*, 102:211-215. doi: <https://doi.org/10.1653/024.102.0134>

- Clay, N.A.; Bauer, M.; Solis, M. & Yanoviak, S.P. 2010. Arboreal substrates influence foraging in tropical ants. *Ecological Entomology* 35: 417–423. doi: 10.1111/j.1365-2311.2010.01197.x
- Colwell, R.K. 2009. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.0.
- Conceição, E.S.; Delabie, J.H.C.; Lucia, T.M.C.D.; Costa-Neto, A.O. & Majer, J.D. 2015. Structural changes in arboreal ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) in an age sequence of cocoa plantations in the south-east of Bahia, Brazil. *Austral Entomology*, 54: 315–324. doi:10.1111/aen.12128
- Coriolano, R.E.; Estrada, M.A.; Santo, N.T.; Caixeiro, L.R.; Vargas, A.B. & Almeida, F.S. 2014. Mirmecofauna associada à arborização urbana no município de Três Rios, RJ, Brasil. *Brazilian Journal of Biosciences*, 12: 210-214
- Cox, D.T.C.; Shanahan, D.F.; Hudson, H.L.; Plummer, K.E.; Siriwardena, G.M.; Fuller, R.A.; Anderson, K.; Hancock, S. & Gaston, K.J. 2017. Doses of Neighborhood Nature: The Benefits for Mental Health of Living with Nature. *BioScience*, 67: 147-155. doi: <https://doi.org/10.1093/biosci/biw173>
- DaRocha W.D.; Ribeiro, S.P.; Neves, F.S.; Fernandes, G.W.; Leponce, M.; Delabie, J.H.C. 2015. How does bromeliad distribution structure the arboreal ant assemblage (Hymenoptera: Formicidae) on a single tree in a Brazilian Atlantic forest agroecosystem? *Myrmecological News*, 21: 83-92
- Delabie, J.H.C.; Nascimento, I.C.; Pacheco, P. & Casimiro, A.B. 1995. Community structure of house-infesting ants in southern Bahia, Brazil (Hymenoptera; Formicidae). *The Florida Entomologist*, 78: 264-270. doi: 10.2307/3495899
- Delabie, J.H.C.; Santos-Neto, E.A.; Oliveira, M.L.; Silva, P.S.; Santos, R.J.; Caitano, B.; Mariano, C.S.F.; Arnhold, A. & Koch, E.B.A. 2020. A coleção de Formicidae do Centro de Pesquisas do Cacau (CPDC), Ilhéus, Bahia, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais*, 15: 289-305. doi: <https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v15i1.293>
- Dejean, A.; Fisher, B.L.; Corbara, B.; Rarevohitra, R.; Randrianaivo, R.; Rajemison, B. & Leponce, M. 2010. Spatial Distribution of Dominant Arboreal Ants in a Malagasy Coastal Rainforest: Gaps and Presence of an Invasive Species. *PLoS ONE*, 5: 1-7. doi:10.1371/journal.pone.0009319

- ESA - European Space Agency. 2019. Sentinel-2. European Space Agency website. Acesso em: 23/11/2019. Disponível em: <http://www.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-2>
- Estrada, M.A.; Coriolano, R.E.; Santos, N.T.; Caixeiro, L.R.; Vargas, A.B. & Almeida, F.S. 2014. Influência de Áreas Verdes Urbanas sobre a Mirmecofauna. *Floresta e Ambiente*, 21:162-169. doi: <https://doi.org/10.4322/floram.2014.035>
- Faeth, S.H.; Bang, C. & Saari, S. 2011. Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of New York Academy of Sciences*, 1223: 69–81. doi: 10.1111/j.1749-6632.2010.05925.x
- Frank, S.D.; Backe, K.M.; McDaniel, C.; Green, M.; Widney, S. & Dunn, R.R. 2019. Exotic urban trees conserve similar natural enemy communities to native congeners but have fewer pests. *PeerJ*, 7: 1-21. doi: <https://doi.org/10.7717/peerj.6531>
- Gotelli, N.J. & Colwell, R.K. 2011. Estimating Species Richness. In: Magurran, A.E. & McGill, B.J. (eds) *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*. United Kingdom: Oxford University Press, pp. 39-54
- Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins, C.N. King, A.J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.L., Melbourne, B.A., Nicholls, A.O., Orrock, J.L., Song, D. & Townshend, J.R. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science advances*, 1: 1-9. doi: 10.1126/sciadv.1500052
- Hammer, O.; Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4: 1-9
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2019. Cidades. Acesso em: 10/11/2019. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/salvador/panorama>
- King, J.R. & Porter, S.D. 2005. Evaluation of Sampling Methods and Species Richness Estimators for Ants in Upland Ecosystems in Florida. *Environmental Entomology*, 34: 1566- 1578. doi: 10.1603/0046-225X-34.6.1566
- Klimes, P.; Fibich, P.; Idigel, C. & Rimandai, M. 2015. Disentangling the diversity of arboreal ant communities in tropical forest trees. *PLoS ONE*, 10: 1-24. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0117853>
- Klimes, P.; Idige, C.; Rimandai M.; Fayle, T.M.; Janda M.; Weiblen, G.D. & Novotny V. 2012. Why are there more arboreal ant species in primary than in secondary tropical

- forests? *Journal of Animal Ecology*, 81: 1103–1112. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2012.02002.x>
- Lepczyk, C.A.; Aronson, M.F.J.; Evans, K.L.; Goddard, M.A.; Lerman, S.B. & Macivor, J.S. 2017. Biodiversity in the City: Fundamental Questions for Understanding the Ecology of Urban Green Spaces for Biodiversity Conservation. *BioScience*, 67: 799–807. doi: <https://doi.org/10.1093/biosci/bix079>
- Leponce, M.; Delabie, J.H.C.; Orivel, J.; Jacquemin, J.; Calvo Martin, M. & Dejean, A. 2019. Tree-dwelling ant survey (Hymenoptera, Formicidae) in Mitaraka, French Guiana. *Zoosystema*, 41: 163-179. doi: <https://doi.org/10.5252/zoosystema2019v41a10>. <http://zoosystema.com/41/10>
- Longino, J.T.; Coddington, J. & Colwell, R.K. 2002. The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness three different ways. *Ecology*, 83: 689-702. doi: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[0689:TAFOAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[0689:TAFOAT]2.0.CO;2)
- Majer J.D. & Delabie, J.H.C. 1994. Arboreal Ant Community Patterns in Brazilian Cocoa Farms. *Biotropica*, 26: 73-83. doi: <http://www.jstor.org/stable/2389112> .
- Majer J.D. & Delabie, J.H.C. 1999. Impact of tree isolation on arboreal and ground ant communities in cleared pasture in the Atlantic rain forest region of Bahia, Brazil. *Insectes Sociaux*, 46: 281–290. doi: <https://doi.org/10.1007/s000400050147>
- Melo, T.S. & Delabie, J.H.C. 2017. Ecologia e conservação da biodiversidade de formigas em ambientes urbanos. In: Bueno, O.C.; Campos, A.E.C. & Morini, M.S.C. (eds) *Formigas em ambientes urbanos no Brasil*. Bauru: Canal 6 editora, pp. 189-240
- Melo, T.S.; Benati, K.R.; Peres, M.C.L.; Tinoco, M.S.; Andrade, A.R.S. & Dias, M.A. 2016. Bromeliad translocation in Atlantic Forest fragments, Brazil. *Conservation Evidence*, 13: 88-92
- Melo, T.S.; Peres, M.C.L.; Chavari, J.L.; Brescovit, A.D. & Delabie, J.H.C. 2014. Ants (Formicidae) and Spiders (Araneae) listed from the Metropolitan Region of Salvador, Brazil. *Check List*, 10: 355–365
- Menke, S.B.; Guénard, B.; Sexton, J.O.; Weiser, M.D.; Dunn, R.R. & Silverman, J. 2011. Urban areas may serve as habitat and corridors for dry-adapted, heat tolerant species; an example from ants. *Urban Ecosystems* 14: 135–163. doi: 10.1007/s11252-010-0150-7
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2002. *Biodiversidade Brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e*

- repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília: Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 404 p.
- Nielsen A.B.; Bosch, M.; Maruthaveeran, S. & Bosch, C.K. 2014. Species richness in urban parks and its drivers: A review of empirical evidence. *Urban Ecosystems*, 17: 305-327. doi: 10.1007/s11252-013-0316-1
- Nooten, S.S.; Schultheiss, P.; Rowe, R.C.; Facey, S.L. & Cook, J.M. 2019. Habitat complexity affects functional traits and diversity of ant assemblages in urban green spaces (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News*, 29: 67-77. doi: 10.25849/myrmecol.news_029:067
- Nwobi, F.N. & Ugomma, C.A. 2014. A comparison of methods for the estimation of Weibull distribution parameters. *Metodoloski zvezki*, 11: 65-78.
- Oksanen, J.; Guillaume-Blanchet, F.; Kindt, R.; Legendre, P.; O'Hara, R.B.; Simpson, G.L.; Solymos, P.; Henry, M.; Stevens, H. & Wagner, H. 2016. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 3.5.0
- Pacheco R. & Vasconcelos, H.L. 2007. Invertebrate conservation in urban areas: ants in the Brazilian Cerrado. *Landscape Urban Plan*, 81: 193–199. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.11.004>
- Pena J.C.D.C, Martello F., Ribeiro M.C., Armitage R.A., Young R.J., Rodrigues M. 2017. Street trees reduce the negative effects of urbanization on birds. *PLoS ONE* 12: 1-19. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174484>
- Pena, J.C.C.; Magalhães, D.M.; Moura, A.C.M.; Young, R.J. & Rodrigues, M. 2016. The green infrastructure of a highly-urbanized Neotropical city: the role of the urban vegetation in preserving native biodiversity. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*, 11: 66-78. doi: <http://dx.doi.org/10.5380/revsbau.v11i4.63481>
- Philpott, S.M.; Serber, Z. & Mora, A.D. 2018. Influences of Species Interactions With Aggressive Ants and Habitat Filtering on Nest Colonization and Community Composition of Arboreal Twig-Nesting Ants. *Environmental Entomology* 47: 309–317. doi: 10.1093/ee/nvy015
- Pinheiro, J.; Bates, D.; DebRoy, S. & Sarkar, D. 2014. *nlme: linear and nonlinear mixed effects models*. R package version 3.5.0
- Powell, S.; Costa, A.N.; Lopes, C.T & Vasconcelos, H.L. 2011. Canopy connectivity and the availability of diverse nesting resources affect species coexistence in arboreal ants. *Journal of Animal Ecology* 80: 352–360. doi: 10.1111/j.1365-2656.2010.01779.x

- Queiroz A.C.M. & Ribas, C.R. 2016. Canopy cover negatively affects arboreal ant species richness in a tropical open habitat. *Brazilian Journal of Biology*, 76: 864-870. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.02015>
- R Development Core Team. 2019. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.
- Rahim, A. & Ohkawara, K. 2019. Invasive Ants Affect Spatial Distribution Pattern and Diversity of Arboreal Ant Communities in Fruit Plantations, in Tarakan Island, Borneo. *Sociobiology*, 66: 527-535. doi: 10.13102/sociobiology.v66i4.3743
- Ribas, C.R.; Schoereder, J.H.; Pic, M. & Soares, S.M. 2003. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. *Austral Ecology*, 28: 305–314. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2003.01290.x>
- Rodrigues, C.A.; Araújo, M.S.; Cabral, P.I.D.; Lima, R.; Bacci, L. & Oliveira, M.A. 2008. Comunidade de Formigas Arborícolas Associadas ao Pequiizeiro (*Caryocar brasiliense*) em Fragmento de Cerrado Goiano. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 57: 39-44.
- Sanford, M.P.; Manley, P.N. & Murphy, D.D. 2008. Effects of Urban Development on Ant Communities: Implications for Ecosystem Services and Management. *Conservation Biology*, 23:131–141. doi: 10.1111/j.1523-1739.2008.01040.x
- Santiago, G.S.; Campos, R.B.F. & Ribas, C.R. 2018. How does landscape anthropization affect the myrmecofauna of urban forest fragments? *Sociobiology* 65: 441-448. doi: <http://dx.doi.org/10.13102/sociobiology.v65i3.3042>
- Santos, M.N.; Delabie, J.H.C. & Queiroz, J.M. 2019. Biodiversity conservation in urban parks: a study of ground-dwelling ants (Hymenoptera: Formicidae) in Rio de Janeiro City. *Urban Ecosystems*, 22:927–942. doi: <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00872-8>
- SOS Mata Atlântica – Fundação SOS Mata Atlântica. 2019. Atlas dos Remanescentes Florestais. Acesso em: 13/11/19. Disponível em: <http://mapas.sosma.org.br/>
- Sousa-Souto, L.; Figueiredo, P.M.G.; Ambrogi, B.G.; Oliveira, A.C.F.; Ribeiro, G.T. & Neves, F.S. 2016. Composition and Richness of Arboreal Ants in Fragments of Brazilian Caatinga: Effects of Secondary Succession. *Sociobiology* 63: 762-769. doi: 10.13102/sociobiology.v63i2.909

- Stukalyuk, S.V. 2017. Stratification of the ant species (hymenoptera, formicidae) in the urban broadleaf woodlands of the city of Kiev. *Entomological Review*, 97: 320-343. doi: <https://doi.org/10.1134/S001387381703006X>
- Suarez-Rubio, M. & Thomlinson, J.R. 2009. Landscape and patch-level factors influence bird communities in an urbanized tropical island. *Biological Conservation*, 142: 1311–1321. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.035>
- Tews, J.; Brose, U.; Grimm, V.; Tielborger, 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: 79–92. doi: <https://doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x>
- Turrini, T. & Konp. E. 2015. A landscape ecology approach identifies important drivers of urban biodiversity. *Global Change Biology* 21, 1652–1667. doi: 10.1111/gcb.12825
- Vasconcelos, H.L. & Vilhena, J.M.S. 2006. Species Turnover and Vertical Partitioning of Ant Assemblages in the Brazilian Amazon: A Comparison of Forests and Savannas. *Biotropica*, 38: 100–106. doi: 10.1111/j.1744-7429.2006.00113.x
- Warren II, R.J.; Bayba, S. & Krupp, K.T. 2018. Interacting effects of urbanization and coastal gradients on ant thermal responses. *Journal of Urban Ecology*, 4: 1–11. doi: <https://doi.org/10.1093/jue/juy026>
- Wener, P. 2011. The ecology of urban areas and their functions for species diversity. *Landscape and Ecological Engineering*, 7: 231–240. doi - 10.1007/s11355-011-0153-4
- Wetterer, J.K. 2009. Worldwide spread of the ghost ant, *Tapinoma melanocephalum* (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News*, 12: 23-33
- Wetterer, J.K. 2010. Worldwide spread of the flower ant, *Monomorium floricola* (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News* 13: 19-27
- Whittaker, R.H. 1972. Evolution and Measurement of Species Diversity. *Taxon*, 21: 213-251. doi: 10.2307/1218190
- Willott, S.J. 2001. Species accumulation curves and the measure of sampling effort. *Journal of Applied Ecology*, 38: 484-486. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00589.x>
- Wilson, E.O & Hölldobler, B. 2005. The rise of the ants: A phylogenetic and ecological explanation. *PNAS*, 102: 7411-7414. doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.0502264102>

- Yasuda, M. & Koike, F. 2009. The contribution of the bark of isolated trees as habitat for ants in an urban landscape. *Landscape and Urban Planning*, 92: 276–281. doi: 10.1016/j.landurbplan.2009.05.008
- Zhang, D. 2018. rsq: R-squared and related measures. R package version 3.5.0
- Zuur, A.F.; Ieno, E.M. & Elphick, C.S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1: 3–14. doi: <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>

CAPÍTULO VI

Este capítulo apresenta o manuscrito intitulado “**Avaliação do uso de diferentes resoluções taxonômicas como substitutos da diversidade de formigas em ambiente urbanizado**”, que se destina à apreciação e submissão no periódico científico *Société Entomologique de France*.

Avaliação do uso de diferentes resoluções taxonômicas como substitutos da diversidade de formigas em ambiente urbanizado

Tercio da Silva Melo ^{1,2,3,*}, Elmo Borges de Azevedo Koch ^{1,3}, Alessandra Rodrigues Santos de Andrade ^{1,2}, Maurice Leponce ⁴ & Jacques Hubert Charles Delabie ^{1,3}

¹ Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal da Bahia,

² Centro de Ecologia e Conservação Animal, Universidade Católica do Salvador,

³ Laboratório de Mirmecologia, Convênio UESC/CEPLAC, CEPEC-CEPLAC

⁴ Biodiversity Monitoring & Assessment, Royal Belgian Institute of Natural Sciences

* Corresponding author

Resumo: Em cidades localizadas em ambientes de alta importância biológica, a urbanização leva a modificações na diversidade biótica, ao tempo que monitorar essas alterações pode ser difícil. Estudos têm também apontado a utilização de métricas que substituam a riqueza de espécies como uma alternativa, e os modelos substitutos se correlacionam fortemente com a riqueza de espécies, sendo úteis para detectar ou monitorar mudanças ambientais. Assim, o objetivo deste estudo é avaliar a viabilidade no uso de substitutos de diversidade taxonômica de formigas em resposta a urbanização. Para isso, foram avaliados quatro níveis de substitutos potenciais (subfamília, gênero, taxa indicador e ‘resolução intermediária’) para a diversidade taxonômica de formigas, em três níveis de urbanização. As ‘resoluções substitutas’ previram a riqueza de espécies, com o r^2 variando de 0,37 até 0,98, e foi encontrada uma diferença significativa no número médio de espécies e composição de acordo com os graus de urbanização. Nossos resultados demonstraram principalmente o poder preditor da ‘resolução intermediária’, que apresentou forte correlação com riqueza e composição, além de responder similarmente à urbanização.

Palavras-chave: Formicinae, Taxa indicador, ‘Resolução intermediária’, Gradiente de urbanização, Fragmento Florestal

Introdução

A urbanização é umas das formas mais impactantes de perda de biodiversidade, já que os ambientes naturais sofrem complexas transformações físicas e em curto espaço de tempo, dificultando a conservação das espécies (Grimm et al, 2008). Em especial, em cidades localizadas em ecossistemas biologicamente muito diversos, com elevado grau de endemismo e que possuem grandes taxas de degradação (os *hotspots*, segundo Myers et al, 2000), essas perdas podem ser mais significativas (Conservation International, 2019). Em países como o Brasil, onde a maior parte da população já vive em cidades localizadas em biomas classificados como *hotspots* (Mata Atlântica e Cerrado) (Conservation International, 2019; IBGE, 2019), compreender como a biodiversidade responde à urbanização e se distribui no mosaico de habitats que se constituem na cidade, é um importante passo para conservação.

Mesmo com numerosos danos causados à biodiversidade, muitas cidades ainda conseguem manter elevada riqueza de espécies, devido a alguns tipos de habitats onde condições e recursos essenciais para a manutenção das espécies são disponíveis (Nielsen et al, 2014; Melo & Delabie, 2017). Esses habitats, classificados como áreas verdes, possuem muitas vezes características similares aos ambientes nativos ou condições mais amenas do que o ambiente encontrado na natureza (exemplo: parques vs. desertos) (Lundholm & Richardson 2010). Ainda, a proporção desses habitats na paisagem urbana é um bom preditor da riqueza (Melo et al, 2017; Merckx et al, 2019), já que a manutenção de uma grande quantidade de áreas verdes na cidade pode significar a conservação de uma elevada riqueza de organismos. Porém estas áreas verdes são ambientes dinâmicos, apesar de estarem constantemente sob pressão humana, visto que podem ser modificados/extintos para atender a interesses econômicos e sociais (Benini & Martin; 2010; Loboda & Angelis, 2005). Os processos de alteração física das áreas verde podem levar a modificações na diversidade biótica, ao passo que monitorar essas alterações pode ser difícil, devido aos altos custos logísticos para realização de inventários, necessidade de aplicação de métodos complementares de amostragem que se fizerem necessárias e dificuldades na identificação das espécies. Assim, para estudos ecológicos em ambientes urbanos, é importante a seleção de organismos que possam responder a diferentes níveis de impactos (Niemi & McDonald, 2004).

Neste caso, os artrópodes formam um táxon que apresenta respostas demográficas e dispersivas rápidas frente às modificações do habitat (Lewinsohn et al, 2005; Gerlach et al, 2013). Dentre estes, em especial as formigas, são consideradas boas indicadoras, já que são onipresentes, perenes, sensíveis às condições do habitat, além de serem facilmente amostradas (Andersen et al, 2002; Gerlach et al, 2013; Delabie et al, 2021). A mirmecofauna soma uma grande parte da biomassa animal na maioria dos ecossistemas terrestres tropicais (Hölldobler & Wilson, 1990) e constitui um grupo dominante de invertebrados em florestas, com 16.272 espécies/sub-espécies descritas (Bolton, 2019). Estudos têm demonstrado a importância de se trabalhar com artrópodes em níveis taxonômicos mais precisos possíveis (espécie), ou ainda em grupos funcionais e guildas (McIntyre, 2000; Sattler et al, 2010; Bang & Faeth, 2011). Contudo, estudos têm também apontado a utilização de métricas que substituam a riqueza de espécies como uma alternativa para o monitoramento, além de representar padrões da biodiversidade (Andersen, 1995; Cardoso et al, 2004; Groc et al, 2010; Rosser & Eggleton, 2012; Souza et al, 2016; Souza et al, 2018).

Os modelos substitutos são medidas da biodiversidade facilmente determinadas e que se correlacionam fortemente com a riqueza de espécies e com o que se deseja investigar (Gaston & Blackburn, 1995), sendo úteis para detectar ou monitorar mudanças ambientais (Barton et al, 2015; Sato et al, 2019). Dentre os substitutos da diversidade, as métricas entre diferentes taxa (refletem padrões de diversidade de outras taxa) e dentro de um mesmo táxon (a riqueza de níveis taxonômicos mais elevados prevê a riqueza específica) são as mais utilizadas (Oliveira & Tidon 2013). Especialmente, o emprego de níveis taxonômicos mais elevados tem sido aplicado para grupos de organismos megadiversos, tais como os artrópodes, visto que dificuldades na identificação das espécies são previsíveis (Cardoso et al, 2004; Groc et al, 2010; Rosser & Eggleton, 2012; Oliveira & Tidon 2013; Souza et al, 2016; Souza et al, 2018; Koch et al, 2021). Ainda, esta abordagem torna-se importante por minimizar o tempo de execução do estudo, os custos com inventário (Cardoso et al, 2004; Oliveira & Tidon 2013; Souza et al, 2016; Koch et al, 2021), não sendo influenciada por técnicas de amostragem (Souza et al, 2018) ou esforço amostral (Bräuniger et al, 2010).

Tendo em vista que as áreas verdes contribuem na manutenção de um número elevado de espécies nas cidades (Nielsen et al, 2014; Melo & Delabie, 2017) e uma maior proporção destes espaços na paisagem pode ser um preditor da riqueza de espécies (Melo

et al, 2017; Merckx et al, 2019), o objetivo deste estudo é avaliar a viabilidade no uso de substitutos de diversidade taxonômica de formigas em resposta a três níveis de urbanização. Especificamente pretende-se testar: (1) se quatros níveis distintos de resolução taxonômica: subfamília, gênero, taxa indicadores e ‘resolução intermediária’, são correlacionados à riqueza de formigas; (2) se os substitutos de diversidade respondem de forma similar à unidade ‘espécie’; (3) se os substitutos de diversidade acompanham a variação da riqueza e composição de espécies observada nas áreas verdes.

Materiais e métodos

Área de Estudo

A cidade de Salvador é a quarta maior cidade do país, foi a primeira capital do Brasil (entre 1549 e 1763) e é a capital do estado da Bahia (IBGE, 2019). A cidade possui área territorial de 693km², uma população de 2.872.347 habitantes com densidade demográfica de 3.859,44 hab/km². Localizada no domínio do bioma da Mata Atlântica (IBGE, 2019) Salvador está inserida em uma área de vegetação de Floresta Ombrófila Densa (SOS Mata Atlântica, 2019). Posicionada em uma região considerada de alta importância biológica e prioritária para a conservação de invertebrados (MMA, 2002), a região metropolitana de Salvador apresenta a maior riqueza de formigas registrada em ambiente urbano do Brasil (Melo et al, 2014; Melo & Delabie, 2017).

Delineamento Amostral

Na cidade de Salvador, foram amostradas 62 Pontos Amostrais (PA), em diferentes graus de urbanização (figura 1). Os PAs são classificados como áreas verdes, o que inclui remanescentes da paisagem nativa (fragmentos florestais e remanescentes) e espaços verdes (terrenos baldios, praças e canteiros centrais), sendo amostrados no período de abril a junho de 2019 (tabela 1). Entre os PAs manteve-se uma distância mínima de 100 metros entre os locais de amostragem. Em cada PA, foram amostrados o solo e a vegetação para assegurar a detecção da diversidade de formigas com diferentes hábitos, sempre pelo turno diurno. Sobre o solo, a fauna de serrapilheira foi amostrada com armadilha de Winkler em unidades de 50x50cm (Bestelmeyer et al, 2000), onde o

material coletado permaneceu por 24h para extração da fauna. A fauna da vegetação foi amostrada em plantas de porte arbóreo através da técnica adaptada do *baitline* (Leponce et al, 2019). A técnica consiste em erguer uma corda sobre o local mais alto da copa da árvore, usando um estilingue. As iscas foram espalhadas a cada 2 m ao longo da corda, de 1 m acima do solo até o local do mais alto da árvore. As iscas consistem em uma mistura de sardinha em óleo vegetal e de melão, enrolada dentro de uma toalha de papel e amarrada à corda. As iscas permaneceram aproximadamente por três horas na árvore, sendo retiradas e colocadas diretamente em álcool a 99%.

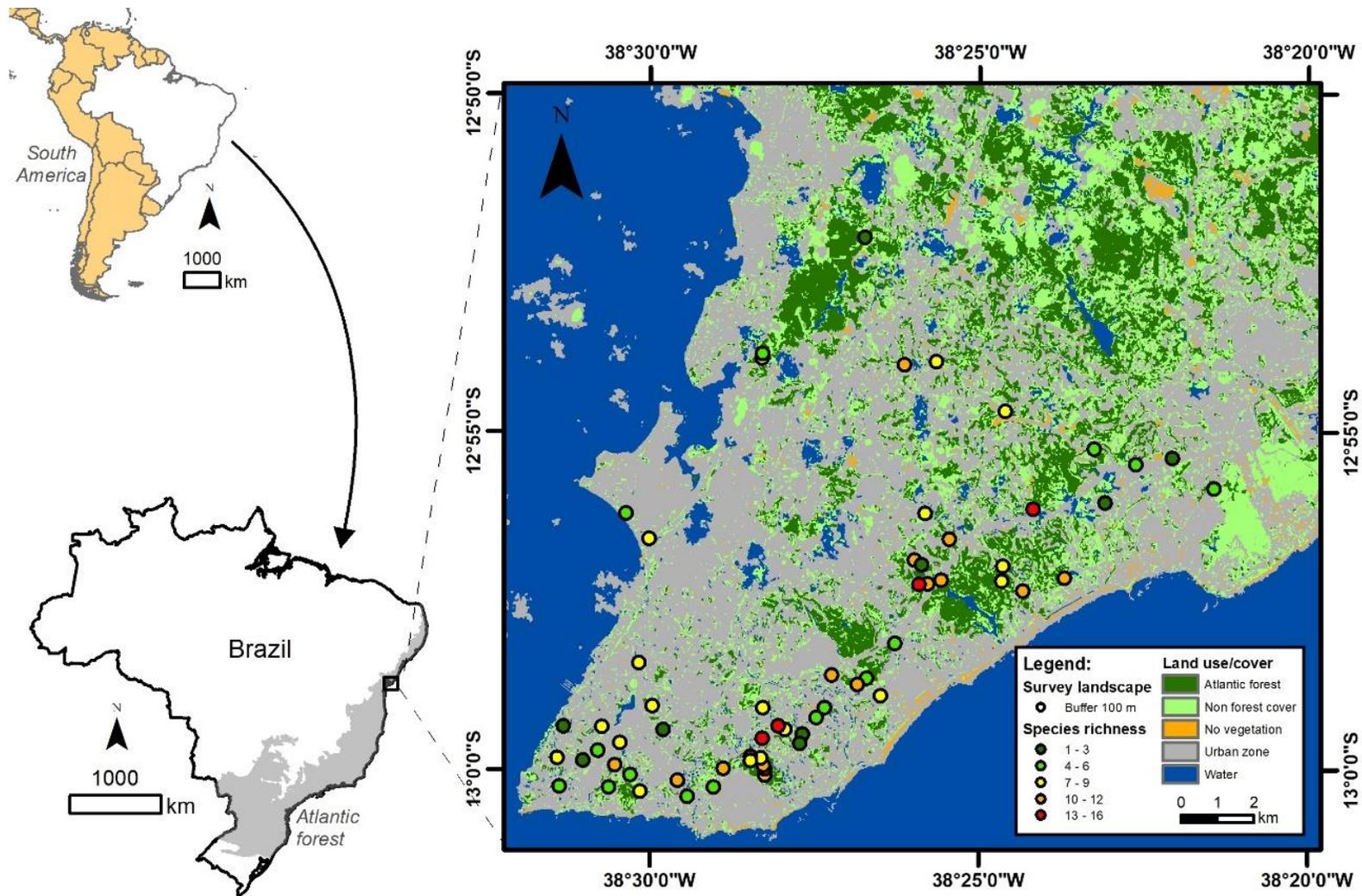


Figura 1: Localização de cidade de Salvador (Bahia-Brasil) com evidência dos 62 pontos amostrados.

Tabela 1: Caracterização dos ambientes coletados, esforço amostral e riqueza estimada de formigas em Salvador (Bahia-Brasil).

Ambiente	Característica	Nº de PAs amostrados
Canteiro	Área verde artificial localizada nas margens de ruas, com manejo ambiental e sem formação de dossel	18
Fragmento florestal	Área verde natural, sem manejo ambiental e com formação de dossel	25
Praça	Área verde artificial, com manejo ambiental e utilizada para lazer, sem formação de dossel	13
Terreno baldio	Área verde artificial, sem manejo ambiental e sem formação de dossel	6

As coletas receberam as autorizações de coleta nº 62268-1 do MMA/SISBIO e nº 2018-003254/TEC/PESQ-0006 do INEMA/DIRUC. As formigas foram identificadas e posteriormente depositadas na coleção do Laboratório de Mirmecologia (acrônimo CPDC, curador: J. Delabie), na Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira (CEPLAC, em Itabuna-Bahia) (ver Delabie et al, 2020), como número de tombo #5846. A nomenclatura das formigas segue Bolton (2019).

Resoluções substitutas

Foram avaliados quatro níveis de substitutos potenciais para a diversidade taxonômica de formigas: (1) reduzimos a resolução taxonômica agrupando as espécies em subfamília, (2) gênero; além disso, foi selecionado um subconjunto de gêneros para serem usados como (3) taxa indicadores, com base no pressuposto de que gêneros generalizados e com maior riqueza de espécies podem auxiliar na predição da riqueza específica da comunidade (Andersen, 1995). Para serem usados como taxa indicadores, foram escolhidos gêneros que se encaixam nos seguintes critérios: (i) devem possuir pelo menos uma espécie em comum em 12 dos 62 locais de amostragem; (ii) ter pelo menos duas espécies em todos os locais estudados, (iii) ser taxonomicamente bem conhecidos (=ter revisão ou chave taxonômica recente disponível) e (iv) conter espécies que possam ser facilmente identificadas a partir de caracteres morfológicos. Os gêneros que atenderam a esses critérios foram: *Brachymyrmex*, *Dorymyrmex*, *Pheidole*, *Solenopsis*, *Strumigenys* e *Wasmannia*. A última resolução, (4) ‘resolução intermediária’, é uma abordagem que combina dois níveis de identificação: gêneros e espécies. As matrizes da

abordagem de nível intermediário neste estudo são compostas pelas espécies dos gêneros selecionados como taxa indicadores, além das outras formigas identificadas apenas no nível do gênero (Groc et al, 2010).

Cobertura do habitat

A métrica de urbanização foi realizada por meio de análise de paisagem, através da quantificação da cobertura do habitat (classificação em área verde e áreas urbana) em percentagem. Para isso, imagens orbitais do satélite Sentinel-2, com 10m de resolução espacial para as bandas visíveis e 20 a 60m para as bandas de infravermelho, foram utilizadas, totalizando 13 bandas ao longo do espectro eletromagnético (ESA, 2019). A imagem selecionada foi tomada em março de 2019, tendo como critério de escolha a ausência ou baixa densidade de nuvens sobre a área de estudo. O tratamento digital de imagem foi realizado em ambientes SIG e PDI, utilizando-se os softwares ArcGIS 10.5® e Spring 5.5.2, para composição de bandas, recorte da área de interesse e transformação do arquivo de origem. Através da combinação entre as bandas foi produzida uma nova imagem, melhorando a observação dos alvos de interesse (área verde x área urbana). As combinações que melhor possibilitaram a interpretação da paisagem em estudo foi a composição de cor natural R4G3B2 (resolução espacial de 10 m) e composição em falsa cor R8aG11B12 (resolução espacial de 20 m), esta última utilizada diretamente no processo de classificação temática. As etapas de classificação temática foram realizadas a partir da segmentação da imagem multiespectral de composição falsa cor R8aG11B12, para análise de classificação por regiões. A imagem segmentada resultante foi submetida ao processo de classificação supervisionada de máxima verossimilhança e as classes registradas na paisagem em questão foram: água continental, área urbana, brejo, dunas, estrada, floresta, mar, nuvem, ondas, solo exposto, sombra de nuvem e telhado, com o auxílio da interpretação visual da imagem original em falsa cor e, adicionalmente, a imagem em cor natural. Após a tomada de amostras por classes, foi finalizada a assinatura espectral dos alvos e realizada a classificação por máxima verossimilhança, com coeficiente de similaridade de 99%. A posteriori, algumas classes foram agrupadas de modo a gerar duas classes principais, denominadas áreas verdes (brejo, dunas, floresta e solo exposto) e áreas urbanas (água continental, área urbana, estrada, mar, nuvem, ondas,

sombra de nuvem e telhado). Os dados quantitativos utilizados nas análises foram a proporção de área verde na paisagem.

Análise estatística

Todas as análises descritas a seguir foram realizadas com o PAs como unidade de análise. Utilizamos os valores de referência propostos por Leal et al (2010) para previsões de riqueza de espécies por substitutos de diversidade. Dessa forma, um substituto é classificado como 'razoável' se prever $\geq 60\%$ e $< 70\%$ da variação encontrada com os dados ao nível de espécie, 'bom' se prever $\geq 70\%$ e $< 80\%$, e 'excelente' se conseguir prever $\geq 80\%$.

Para testar as diferentes 'resoluções substitutas', foi comparado o número de espécies de formigas em relação ao número das diferentes unidades taxonômicas substitutas (número de subfamílias, gêneros, taxa indicadores e 'resolução intermediária') por localidade através de regressões lineares, avaliando se a riqueza das unidades substitutas é um bom preditor para a riqueza de espécies com o auxílio dos valores de R^2 obtidos. A relação entre a composição original de formigas e das 'resoluções substitutas' foi avaliada usando o teste de Mantel (Mantel, 1967), para observar a correlação entre a matriz de dissimilaridade considerando espécie *versus* as matrizes de dissimilaridade considerando cada uma das outras resoluções avaliadas (com exceção da resolução subfamília). Foi utilizado o índice de Jaccard (Rohlf, 1989), amplamente utilizado para avaliar a similaridade composicional das assembleias (Manthey & Fridley, 2009). No presente estudo, Jaccard é baseado apenas na presença-ausência das diferentes unidades taxonômicas substitutas. Todas as análises foram realizadas utilizando o software R v. 3.562.

A relação entre a riqueza de formigas por PA e a proporção de áreas verdes, assim como para as diferentes 'resoluções substitutas', foi avaliada. Para isso as diferentes paisagens foram classificadas em três categorias de acordo com a proporção de habitat (área verde): Pequena (0 a 35%), Média (35 a 65%) e Grande (65 a 100%). Foi obtido um total de 22 paisagens classificadas com pequena quantidade de área verde, 26 paisagens com média proporção de área verde e 14 paisagens com grande quantidade de área verde. Devido a esse desbalanceamento por categoria, para avaliar se existe diferença no número médio de espécies, assim como com as resoluções taxonômicas de acordo com as classes

de áreas verdes, foi aplicado o teste não paramétrico Kruskal Wallis, seguido pelo teste de comparação múltipla de Dunn, com um nível de significância de 0,05. Finalmente, foi avaliado também se existe diferença na composição de espécies/morfoespécie de formigas, assim como das diferentes resoluções taxonômicas de acordo com as classes de quantidade de áreas verdes por paisagem. Para tal, foi realizada uma Análise Permutacional de Variância – PERMANOVA (Anderson, 2001). A significância estatística foi obtida por comparações com um modelo nulo (4.999 permutações da matriz original). Nesta análise, a presença/ausência de cada resolução taxonômica (espécie/morfoespécie, número de gêneros, táxons indicadores e ‘resolução intermediária’) foi a variável resposta, enquanto a variável preditora foi a classe de quantidade de área verde nos fragmentos (pequena, média e grande). O teste de comparações múltiplas de Tukey foi utilizado para avaliar as diferenças entre os níveis da variável preditora, quando era o caso. Essas análises foram realizadas utilizando o software R version 3.6.1 (R Development Core Team, 2019) utilizando os pacotes Vegan (Oksanen et al, 2016).

Resultados

Um total de 93 espécies de formigas foi coletado, distribuídas em 40 gêneros e seis subfamílias (tabela 2). Myrmicinae foi a subfamília mais rica (57 espécies; 61,2% do total), seguida de Ponerinae (12; 12,9%) e Formicinae (9; 9,6%). Já os gêneros que apresentaram maior riqueza foram *Pheidole* (11), *Solenopsis* (8) e *Hypoponera* (5), representando 25,8% das espécies coletadas. As espécies que tiveram maior frequência de ocorrência foram: *Pheidole megacephala* (Fabricius, 1793) (59,6%), *Solenopsis* sp.1 (56,4%), *Monomorium floricola* (Jerdon, 1851) (48,3%), *Strumigenys carinithorax* Borgmeier, 1934 (33,8%), *Brachymyrmex admotus* Mayr, 1887 (29%), *Wasmannia auropunctata* (Roger, 1863) (24,1%), *Strumigenys denticulata* Mayr, 1887 (22,5%), *Tapinoma melanocephalum* (Fabricius, 1793) (22,5%) e *Dorymyrmex pyramicus* (Roger, 1863) (19,3%). O número de unidades taxonômicas identificadas nas ‘resoluções taxa indicadores’ e ‘resolução intermediária’ foi 30 e 63, respectivamente (tabela 2).

Tabela 2: Lista das espécies de formigas coletadas nos 62 Pontos Amostrais de Salvador (Bahia-Brasil).

Espécie	Taxa indicador	Técnica Amostral	
		Baitline	Extrator winkler
Amblyoponinae			
<i>Prionopelta antillana</i> Forel, 1909			X
Dolichoderinae			
<i>Azteca prox. alfari</i>		X	
<i>Azteca severini</i> Emery, 1896		X	
<i>Dolichoderus smithi</i> MacKay, 1993			X
<i>Dorymyrmex pyramicus</i> (Roger, 1863)	X	X	
<i>Dorymyrmex</i> sp.1	X	X	
<i>Linepithema neotropicum</i> Wild, 2007		X	
<i>Tapinoma melanocephalum</i> (Fabricius, 1793)		X	X
Ectatomminae			
<i>Ectatomma brunneum</i> Smith, 1858			X
<i>Ectatomma edentatum</i> Roger, 1863			X
<i>Ectatomma tuberculatum</i> (Olivier, 1792)		X	
Formicinae			
<i>Brachymyrmex admotus</i> Mayr, 1887	X	X	X
<i>Brachymyrmex heeri</i> Forel, 1874	X	X	X
<i>Camponotus blandus</i> (Smith, 1858)		X	X
<i>Camponotus fastigatus</i> Roger, 1863		X	X
<i>Camponotus novogranadensis</i> Mayr, 1870		X	X
<i>Camponotus vittatus</i> Forel, 1904		X	X
<i>Myrmelachista</i> sp.1		X	
<i>Nylanderia fulva</i> (Mayr, 1862)			X
<i>Paratrechina longicornis</i> (Latreille, 1802)		X	X
Myrmicinae			
<i>Acromyrmex balzani</i> (Emery, 1890)			X
<i>Acromyrmex rugosus</i> (Smith, 1858)		X	X
<i>Acromyrmex subterraneus brunneus</i> (Forel, 1912)			X
<i>Basicros scambognathus</i> (Brown, 1949)			X
<i>Cardiocondyla obscurior</i> Wheeler, 1929		X	X
<i>Carebara</i> sp.1			X
<i>Carebara</i> sp.2			X
<i>Cephalotes atratus</i> (Linnaeus, 1758)		X	
<i>Cephalotes maculatus</i> (Smith, 1876)			X

<i>Cephalotes minutus</i> (Fabricius, 1804)		X	X
<i>Crematogaster erecta</i> Mayr, 1866		X	
<i>Crematogaster limata</i> Smith, 1858		X	X
<i>Crematogaster victima</i> Smith, 1858		X	X
<i>Cyphomyrmex rimosus</i> (Spinola, 1851)			X
<i>Cyphomyrmex transversus</i> Emery, 1894			X
<i>Megalomyrmex drifti</i> Kempf, 1961			X
<i>Monomorium floricola</i> (Jerdon, 1851)		X	X
<i>Mycetomoellerius sp.1</i>			X
<i>Mycetomoellerius sp.2</i>		X	
<i>Mycocepurus goeldii</i> (Forel, 1893)			X
<i>Octostruma balzani</i> (Emery, 1894)			X
<i>Octostruma iheringi</i> (Emery, 1894)			X
<i>Paratrachymyrmex sp.2</i>			X
<i>Pheidole</i> (complex <i>flavens</i>) sp.2	X	X	X
<i>Pheidole</i> (group <i>diligens</i>) sp.27	X		X
<i>Pheidole</i> (group <i>fallax</i>) sp.13	X	X	X
<i>Pheidole</i> (group <i>fallax</i>) sp.6	X	X	X
<i>Pheidole</i> (group <i>fallax</i>) sp.8	X	X	X
<i>Pheidole</i> (group <i>flavens</i>) sp.21	X	X	X
<i>Pheidole</i> (group <i>flavens</i>) sp.23	X	X	X
<i>Pheidole megacephala</i> (Fabricius, 1793)	X	X	X
<i>Pheidole obscurithorax</i> Naves, 1985	X	X	X
<i>Pheidole radoszkowskii</i> Mayr, 1884	X	X	X
<i>Pheidole synarmata</i> Wilson, 2003	X		X
<i>Rogeria foreli</i> Emery, 1894			X
<i>Rogeria sp.1</i>			X
<i>Rogeria subarmata</i> (Kempf, 1961)		X	
<i>Sericomyrmex bondari</i> Borgmeier, 1937			X
<i>Solenopsis geminata</i> (Fabricius, 1804)	X		X
<i>Solenopsis globularia</i> (Smith, 1858)	X		X
<i>Solenopsis pollux</i> Forel, 1893	X	X	X
<i>Solenopsis saevissima</i> (Smith, 1855)	X	X	X
<i>Solenopsis sp.1</i>	X	X	X
<i>Solenopsis sp.2</i>	X		X
<i>Solenopsis sp.4</i>	X		X
<i>Solenopsis sp.6</i>	X		X
<i>Strumigenys carinithorax</i> Borgmeier, 1934	X		X
<i>Strumigenys denticulata</i> Mayr, 1887	X		X
<i>Strumigenys precava</i> Brown, 1954	X		X
<i>Strumigenys subedentata</i> Mayr, 1887	X		X
<i>Tetramorium bicarinatum</i> (Nylander, 1846)		X	
<i>Tetramorium lucayanum</i> (Latreille, 1802)		X	X
<i>Tetramorium simillimum</i> (Smith, 1851)			X
<i>Wasmannia auropunctata</i> (Roger, 1863)	X	X	X

<i>Wasmannia rochai</i> Forel, 1912	X	X	X
<i>Wasmannia</i> sp.1	X		X
<i>Xenomyrmex</i> sp.1		X	
Ponerinae			
<i>Anochetus diegensis</i> Forel, 1912			X
<i>Hypoponera</i> sp.1			X
<i>Hypoponera</i> sp.2			X
<i>Hypoponera</i> sp.3			X
<i>Hypoponera</i> sp.4			X
<i>Hypoponera</i> sp.5			X
<i>Leptogenys pusilla</i> (Emery, 1890)			X
<i>Odontomachus bauri</i> Emery, 1892			X
<i>Odontomachus haematodus</i> (Linnaeus, 1758)		X	X
<i>Odontomachus meinerti</i> Forel, 1905			X
<i>Pachycondyla harpax</i> (Fabricius, 1804)			X
<i>Thaumatomyrmex</i> sp.1			X
Pseudomyrmecinae			
<i>Pseudomyrmex</i> (group pallidus) sp.5		X	
<i>Pseudomyrmex curacaensis</i> (Forel, 1912)		X	
<i>Pseudomyrmex gracilis</i> (Fabricius, 1804)		X	
<i>Pseudomyrmex schuppi</i> (Forel, 1901)		X	X
Riqueza		47	77

As diferentes ‘resoluções substitutas’ avaliadas foram capazes de prever a variação na riqueza de espécies, com o r^2 variando de 0,37 até 0,98 (figura 2). A resolução ao nível da subfamília foi a que apresentou o menor valor, podendo ser classificada como um substituto ruim para a riqueza de formigas ($y = 2,154 + 1,922 * x$; $R^2 = 0,37$; $P < 0,001$). A resolução taxa indicadores foi classificada como um substituto razoável ($y = 2,337 + 1,365 * x$; $R^2 = 0,617$; $P < 0,001$). As resoluções que apresentaram os melhores valores de predição foram gênero ($-0,274 + 1,244 * x$; $R^2 = 0,859$; $P < 0,001$) e ‘resolução intermediária’ ($y = -0,195 + 1,057 * x$; $R^2 = 0,977$; $P < 0,001$), sendo classificadas como excelentes substitutos para avaliar a riqueza de formigas.

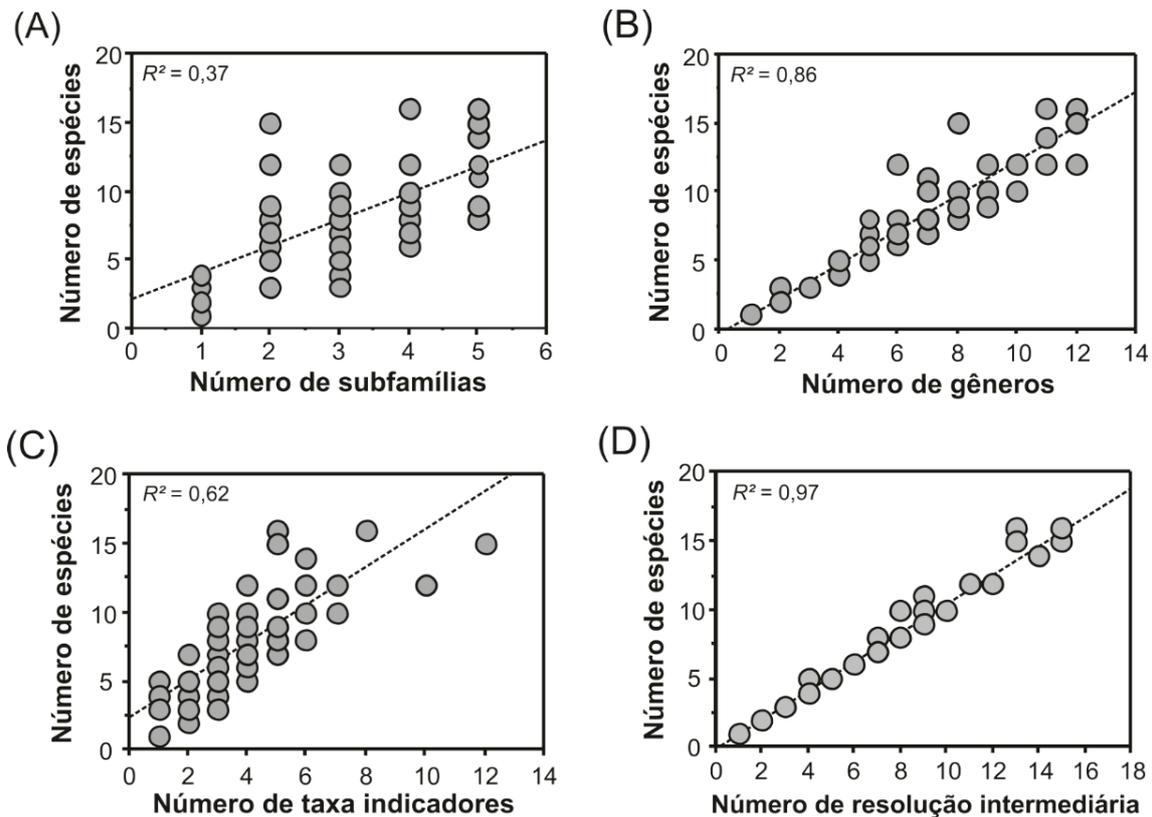


Figura 2: Regressões lineares comparando a riqueza de espécies/morfoespécies de formigas e a riqueza para os quatro potenciais níveis de ‘resoluções substitutas’: (A) subfamília, (B) gênero, (C) taxa indicadores e (D) ‘resolução intermediária’, usadas para os 62 diferentes pontos amostrais estudados.

Os coeficientes de correlação de Mantel foram significativos em todas as comparações entre as ‘resoluções substitutas’ e a matriz original de espécies. A resolução ao nível de gênero foi classificada como um substituto razoável ($r = 0,63$; $P < 0,001$). Por sua vez, os maiores valores de correlações entre as resoluções avaliadas com os dados originais foram observados para taxa indicadores ($r = 0,81$; $P < 0,001$) e ‘resolução intermediária’ ($r = 0,92$; $P < 0,001$), ambos classificados como excelentes substitutos para a composição de espécies formigas.

Foi encontrada uma diferença significativa no número médio de espécies de formigas de acordo com a proporção de cobertura de área verde ($H = 8,23$; $df = 2$; $N = 62$; $P = 0,016$; figura 3). De acordo com o teste *post-hoc* de Dunn, os pontos amostrais com grande quantidade de área verde diferem significativamente dos que apresentam pequena quantidade ($P = 0,002$). Quando se considera a ‘resoluções substitutas’ gênero ($H = 6,25$; $df = 2$; $N = 62$; $P = 0,43$; [Grande \neq Pequena, $P = 0,007$]) e ‘resolução

intermediária' ($H = 6,25$; $df = 2$; $N = 62$; $P = 0,026$; [Grande \neq Pequena, $P = 0,003$]), o mesmo padrão é encontrado. Entretanto, esse padrão difere quando se considera a resolução taxa indicadores ($H = 3,26$; $P = 0,19$).

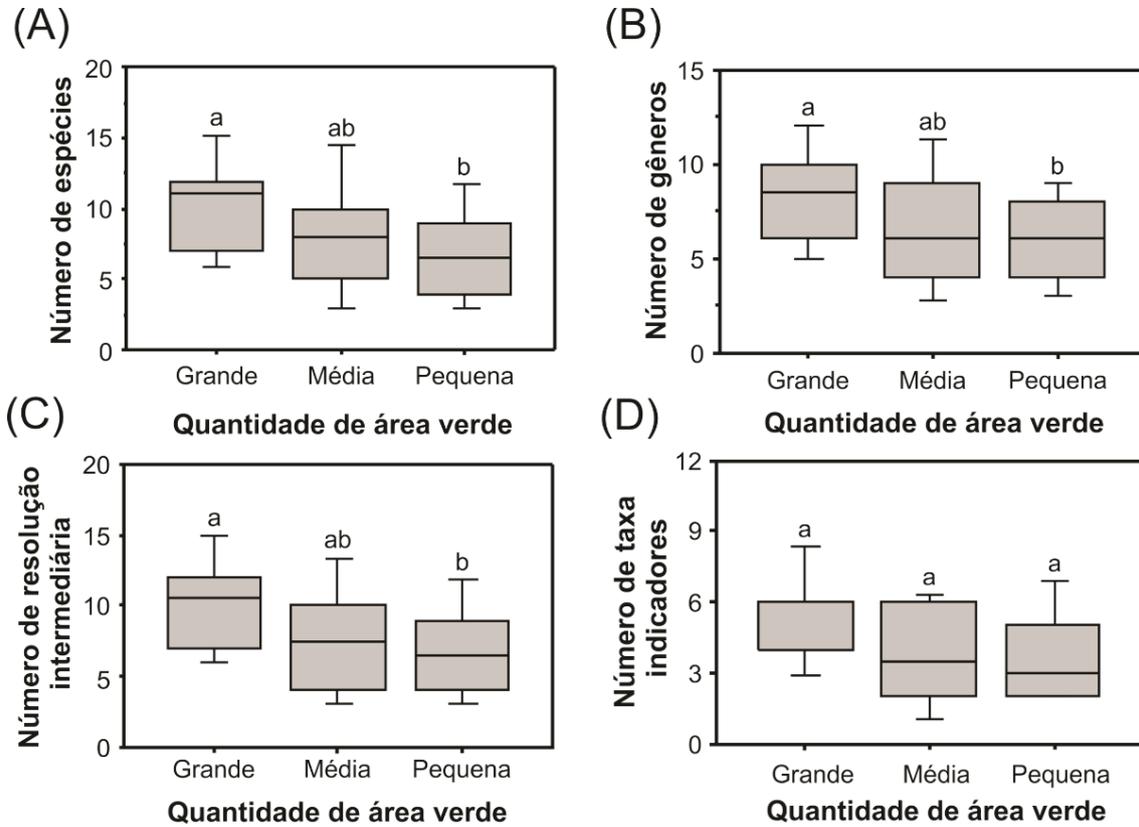


Figura 3: Relações entre riqueza de espécies de formigas (A), gêneros (B), taxa indicadores (C) e número de 'resolução intermediária' (D) de acordo com as classes de quantidade de áreas verdes para as 62 paisagens estudadas. As letras diferentes representam diferenças significativas entre os níveis avaliados (teste *post-hoc* de Dunn, $P < 0,005$).

Foi observada diferença significativa na composição das espécies/morfoespécie de formigas de acordo com as classes de proporção de área verde ($F_{2,60} = 1,806$; $P < 0,001$). De acordo com o teste *post-hoc* de Tukey, a assembleia de formigas dos pontos amostrais com grande quantidade de áreas verdes difere significativamente tanto dos que apresentam tanto média quantidade de áreas verdes ($P = 0,008$), quanto pequena ($P < 0,001$). O padrão observado para o nível de espécies se repete também quando se considera a resolução gênero ($F_{2,60} = 2,194$; $P < 0,001$ [Grande \neq Média, $P = 0,009$; Grande \neq Pequena, $P = 0,003$; Média = Pequena, $P = 0,147$]) e 'resolução intermediária'

($F_{2,60} = 1,789$; $P < 0,001$ [Grande \neq Média, $P = 0,282$; Grande \neq Pequena, $P < 0,001$; Média = Pequena, $P = 0,141$]). Para a resolução de taxa indicadores, embora também tenha sido encontrado diferença significativa na composição ($F_{2,60} = 1,806$; $P = 0,01$), somente foi encontrado diferença entre as classes de grande e pequena proporção de área verde ($P < 0,001$).

Discussão

Dentre os quatros níveis avaliados de resolução taxonômica, apesar de todos apresentarem poder preditivo em relação à riqueza de espécies, somente gênero e ‘resolução intermediária’ foram classificadas como excelentes substitutos da mirmecofauna. O resultado de gênero como um substituto para a riqueza de formigas tem sido registrado em estudos em escalas regionais ou locais (Souza et al, 2016; Gutiérrez et al, 2017; Souza et al, 2018), apesar da resposta ser diferente quando os dados são analisados em larga escala espacial (continentais), o que implica na amostragem de habitats altamente distintos e em diferentes regiões biogeográficas (Andersen, 1995; Rosser & Eggleton, 2012). Andersen (1995) e Rosser & Eggleton (2012) discutiram a relação entre números de espécies e de gêneros, onde uma menor média de riqueza de espécies por gênero possui um maior poder preditivo. Dessa forma, a forte relação apresentada entre o gênero e o número de espécies na cidade de Salvador pode ser explicada pela relação da média de espécies por gênero amostrado (média de 2,38 espécies para cada gênero). No entanto, gênero não foi a resolução taxonômica que apresentou o maior poder preditivo para o ambiente urbano. A ‘resolução intermediária’ apresentou o melhor resultado como substituto taxonômico, prevendo melhor a riqueza da mirmecofauna de Salvador. Esta resolução substitutiva também já foi indicada como capaz de prever a riqueza de formigas em outros estudos (Groc et al, 2010; Souza et al, 2016), já que resoluções de táxons superiores (exemplo: gêneros e sub-famílias) podem não ser eficientes em representar variações sutis de riqueza (Groc et al, 2010). A ‘resolução intermediária’ é eficiente em recuperar um conjunto de informações mais próximo ao original com os dados de espécies, já que mantém o registro das espécies das taxa indicadores (gêneros indicadores) associado à riqueza de gênero (Andersen, 1995; Groc et al, 2010). Apesar do excelente resultado apresentado pelo gênero e ‘resolução intermediária’, é necessário atenção em qual substituto selecionar, para trabalhos em

idades. Enquanto o gênero apresenta um menor esforço de recursos econômicos e temporal para a execução do estudo (Souza et al, 2016), ‘resolução intermediária’ é mais indicada em estudos em escalas espaciais menores (Groc et al, 2010). Assim, já que existem limitações de recursos para os estudos quando decisões para conservação ambiental devem ser tomadas (Favreau et al, 2006), é importante saber selecionar adequadamente o substituto da diversidade que irá responder melhor aos objetivos dos estudos, dentro das limitações logísticas e que garantam a conservação (Oliveira & Tidon 2013).

Em relação à composição de espécies, os três substitutos apresentaram uma correlação significativa com a matriz de dados originais (nível de espécie), mas somente taxa indicadores e ‘resolução intermediária’ tiveram um excelente poder preditivo. Estudos com formigas têm obtidos resultados similares com taxa indicadores (Souza et al, 2016) e ‘resolução intermediária’ (Groc et al, 2010; Koch et al, 2021) como bons substitutos da composição da mirmecofauna. A composição de gêneros também tem sido relatada como um bom substituto (Vieira et al, 2012), contudo, em comparação com as demais resoluções, possui desvantagem relacionadas a amostragem de dados. Enquanto os resultados ao nível de gênero são dependentes da variedade de ambientes coletados (Vieira et al, 2012), taxa indicador e ‘resolução intermediária’ não sofrem influência da heterogeneidade do ambiente (Groc et al, 2010; Souza et al, 2016). Ainda, apesar de todas os três substitutos sofrerem influência do esforço amostral (Groc et al, 2010; Vieira et al, 2012; Souza et al, 2016), a utilização de mais de um método de amostragem apresenta uma vantagem da ‘resolução intermediária’ em função das demais, já que, para essa classificação, a combinação de técnicas maximiza as informações coletadas na comunidade de formigas (Groc et al, 2010), o que aproxima a similaridade entre a matrizes de composição (espécie e ‘resolução intermediária’). Assim como o resultado apresentado pela ‘resolução intermediária’ para a riqueza de formigas no presente estudo, a mesma foi beneficiada em relação às demais resoluções, já que a mesma não possui dependência da heterogeneidade do habitat e é capaz de recuperar um conjunto de informação mais próximos aos dados originais. Contudo, a utilização da ‘resolução intermediária’ como substituto de diversidade representa um maior consumo temporal e monetário para identificação das formigas, já que necessita de auxílio de especialistas para identificar espécies de determinados gêneros (Souza et al, 2016; Koch et al, 2021). Apesar da desvantagem relacionada ao custo, ‘resolução intermediária’ é mais adequada

quando se pretende selecionar e monitorar áreas para a conservação, já que a análise leva em consideração (em partes) a identidade das espécies e como estas estão distribuídas nas cidades.

A riqueza e composição das espécies de formigas em função da proporção de áreas verdes na paisagem urbana variaram significativamente entre as três classes (pequena – 0% a 35%, média – 35% a 65% e grande – 65% a 100%). Além da correlação entre os substitutos da diversidade e espécies, espera-se que as resoluções taxonômicas apresentem a mesma resposta em relação às variáveis preditoras, quando comparadas à avaliação ao nível de espécie (Oliveira & Tidon 2013). Dentre as ‘resoluções substitutas’, não houve variação para taxa indicador e gênero respondeu somente à variação na composição, em relação às classes de áreas verdes. Já a ‘resolução intermediária’ variou nas duas medidas de diversidade (riqueza e composição) entre as categorias. Dessa forma, ‘resolução intermediária’ foi o substituto da diversidade que mais se assemelhou com as respostas obtidas das formigas, tanto em relação à riqueza quanto à composição. Assim como a riqueza de espécie apresenta um importante papel na seleção de áreas e de espécies a serem conservadas, substitutos da diversidade tem demonstrado respostas semelhantes em monitoramentos e projetos de conservação (Cardoso et al, 2004; Bräuniger et al, 2010; Barton et al, 2015). Do mesmo modo, a composição (tanto riqueza quanto resoluções taxonômicas) tem desempenhado uma importante função na seleção de locais, visando uma complementariedade de espécies (tais como as raras e ameaçadas), permitindo a proteção de um maior número de organismos (Vieira et al, 2012). No ambiente urbano, estudos tem demonstrado a relação entre proporção de habitat (áreas verdes) e a riqueza de espécies, enquanto a configuração da paisagem (tamanho do habitat e isolamento) influencia a distribuição das mesmas (Vieira et al, 2012; Melo et al, 2017; Merckx et al, 2019). Assim, a proporção de áreas verdes na cidade é um bom preditor da riqueza e composição de formigas, independente da configuração da paisagem urbana. Essas áreas verdes tem apresentado importância na conservação, pois incluem habitats como fragmentos e remanescentes, importante para a riqueza, além de outros tipos de habitat (terrenos baldios, praças e canteiros centrais) que influenciam a composição da mirmecofauna, através da melhoria na conectividade e consecutiva diminuição do isolamento.

Em áreas megadiversas e com falta de conhecimento biológica, como as cidades, ‘resoluções substitutas’ oferecem uma métrica confiável para avaliações de

biodiversidade (Landeiro et al, 2012), agregando economia de recursos e de tempo em monitoramento e conservação ambiental (Souza et al, 2018). Além da necessidade de um menor esforço amostral nos estudos (Bräuniger et al, 2010), esta economia ocorre graças ao menor tempo utilizado na triagem e identificação por uma equipe treinada menos especializada (Souza et al, 2016). Do ponto de vista prático, devido à deficiência no número de taxonomistas para identificação de espécies e dada à possibilidade da execução dos estudos por pessoas simplesmente treinadas ou parataxonomistas, as resoluções substitutas geram dados padronizados e comparáveis entre cidades, mais rapidamente e a um menor custo, em comparação com o nível espécies. Nesse contexto, as formigas têm sido utilizadas como substitutos da diversidade, além de indicadores de mudança ambientais, devido a sua sensibilidade às alterações do ambiente e facilidade na amostragem (Andersen et al, 2002; Groc et al, 2010; Gerlach et al, 2013 Souza et al, 2016; Souza et al, 2018; Koch et al, 2021). Assim, ‘resoluções substitutas’ constituem uma abordagem promissora para previsão da riqueza e composição de espécies, bem como seleção de áreas para conservação (Cardoso et al, 2004; Vieira et al, 2012). A utilização desta métrica da diversidade biológica tem se mostrado eficiente em diferentes escalas espaciais (Bräuniger et al, 2010; Souza et al, 2018), e no ambiente urbano as áreas verdes possuem forte relação com riqueza e composição da riqueza de formigas (Bräuniger et al, 2010). Em conclusão, nossos resultados demonstram o poder preditor de diferentes resoluções taxonômicas, com destaque para a ‘resolução intermediária’, que apresentou forte correlação com riqueza, composição e respondeu as diferentes categorias paisagens (proporções de áreas verdes) nas cidades.

Referências

- Andersen, A.N. 1995. Measuring more of biodiversity: Genus richness as a surrogate for species in Australian ant faunas. *Biological Conservation*, 73: 39–43. doi: [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)90059-4](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)90059-4)
- Andersen, A.N.; Hoffman, B.D.; Müller, W.J. & Griffiths, A.D. 2002. Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses. *Journal of Applied Ecology*, 39: 8–17. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00704.x>

- Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26: 32-46. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>
- Bang, C. & Faeth, S.H. 2011. Variation in arthropod communities in response to urbanization: Seven years of arthropod monitoring in a desert city. *Landscape and Urban Planning*, 103: 383–399. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.08.013>
- Barton, P.S.; Pierson, J.C.; Westgate, M.J.; Lane, P.W. & Lindenmayer, D.B. 2015. Learning from clinical medicine to improve the use of surrogates in ecology. *Oikos*, 124: 391- 398. doi: <https://doi.org/10.1111/oik.02007>
- Benini, S.M. & Martin, E.S. 2010. Decifrando as áreas verdes públicas. *Revista Formação*, 17: 63-80. doi: <https://doi.org/10.33081/formacao.v2i17.455>
- Bestelmeyer, B.T.; Agosti, D.; Alonso, L.E.; Brandão, C.R.F.; Brown, W.L.; Delabie, J.H.C. & Silvestre, R. 2000. Field techniques for the study of ground-living ants: an overview, description, and evaluation. In: Agosti, D.; Majer, J.D.; Tennant de Alonso, L. & Schultz, T. (eds) *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Washington: Smithsonian Institution, pp. 122-144
- Bolton, B. 2019. AntWeb: versão 8.6.6. Acesso em: 11/11/2019. Disponível em: <http://www.antweb.org>
- Bräuniger, C.; Knapp, S.; Kühn, I. & Klotz, S. 2010. Testing taxonomic and landscape surrogates for biodiversity in an urban setting. *Landscape and Urban Planning*, 97: 283–295. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.07.001>
- Cardoso, P.; Silva, I.; Oliveira, N.G. & Serrano, A.R. 2004. Higher taxa surrogates of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation*, 117: 453-459. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.08.013>
- Conservation International. 2019. Biodiversity Hotspots. Acesso em: 04/12/2019. Disponível em: <https://www.conservation.org/priorities/biodiversity-hotspots>;
- Delabie, J.H.C.; Koch, E.; Dodonov, P.; Caitano, B.; DaRocha, W.; Jahyny, B.; Leponce, M.; Majer, J. & Mariano, C.S.F. 2021. Sampling and analysis methods for ant diversity assessment. In: J.C. Santos & G.W. Fernandes (eds) *Measuring Arthropod Biodiversity - A Handbook of Sampling Methods*. Basel: Springer, pp. 13-54. doi: <https://doi.org/10.1007/978-3-030-53226-0>
- Delabie, J.H.C.; Santos-Neto, E.A.; Oliveira, M.L.; Silva, P.S.; Santos, R.J.; Caitano, B.; Mariano, C.S.F.; Arnhold, A. & Koch, E.B.A. 2020. A coleção de Formicidae do

- Centro de Pesquisas do Cacau (CPDC), Ilhéus, Bahia, Brasil. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, 15: 289-305. doi: <https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v15i1.293>
- ESA - European Space Agency. 2019. Sentinel-2. European Space Agency website. Acesso em: 23/11/2019. Disponível em: <http://www.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-2>
- Favreau, J.M.; Drew, C.A.; Hess, G.R.; Rubino, M.J.; Koch, F.H. & Eschelbach, K.A. 2006. Recommendations for assessing the effectiveness of surrogate species approaches. *Biodiversity and Conservation*, 15: 3949–3969
- Gaston, K.J. & Blackburn, T.M. 1995. Mapping biodiversity using surrogates for species richness: macro-scales and New World birds. *Proceedings of the Royal Society of London*, 262: 335-341. doi: <https://doi.org/10.1098/rspb.1995.0214>
- Gerlach, J.; Samways, M. & Pryke, J. 2013 Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *Journal of Insect Conservation*, 17: 831-850. doi: <https://doi.org/10.1007/s10841-013-9565-9>
- 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: 756-760. doi: [10.1126/science.1150195](https://doi.org/10.1126/science.1150195)
- Groc, S.; Delabie, J.H.C.; Longino, J.T.; Orivel, J.; Majer, J.D.; Vasconcelos, H.L. & Dejean, A. 2010. A new method based on taxonomic sufficiency to simplify studies on Neotropical ant assemblages. *Biological Conservation*, 143: 2832-2839. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.07.034>
- Gutiérrez, J.A.M.; Roussea, G.X.; Andrade-Silva, J. & Delabie, J.H.C. 2017. Taxones superiores de hormigas como substitutos de la riqueza de especies, en una cronosecuencia de bosques secundarios, bosque primario y sistemas agroforestales en la Amazonía Oriental, Brasil. *Revista de Biología Tropical*, 65: 279–291. doi: <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v65i1.23526>
- Hölldobler, B. & Wilson, E.O. 1990. *The ants*. Cambridge Massachusetts: Harvard University Press, 732 p.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2019. Cidades. Acesso em: 10/11/2019. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/salvador/panorama>

- Koch, E.B.A.; Cardoso, I.C.N.; Majer, J.D. & DELABIE, J.H.C. 2021. Seeking surrogates for taxonomic and functional evaluations of leaf-litter ant faunas. *Ecological Indicators*, 122: 1-11p. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107305>
- Landeiro, V.L.; Bini, L.M.; Costa, F.R.C.; Franklin, E.; Nogueira, A.; Souza, J.L.P.; Moraes, J. & Magnusson, W.E. 2012. How far can we go in simplifying biomonitoring assessments? An integrated analysis of taxonomic surrogacy, taxonomic sufficiency and numerical resolution in a megadiverse region. *Ecological Indicators*, 23: 366–373. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.04.023>
- Leal, I.R.; Bieber, A.G.D.; Tabarelli, M. & Andersen, A.N. 2010. Biodiversity surrogacy: indicator taxa as predictors of total species richness in Brazilian Atlantic forest and Caatinga. *Biodiversity and Conservation*, 19: 3347–3360. doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9896-8>
- Leponce, M.; Delabie, J.H.C.; Orivel, J.; Jacquemin, J.; Calvo Martin, M. & Dejean, A. 2019. Tree-dwelling ant survey (Hymenoptera, Formicidae) in Mitaraka, French Guiana. *Zoosystema*, 41: 163-179. doi: <https://doi.org/10.5252/zoosystema2019v41a10>. <http://zoosystema.com/41/10>
- Lewinsohn, T.M.; Freitas, A.V.L. & Prado, P.I. 2005. Conservação de invertebrados terrestres e seus habitats no Brasil. *Megadiversidade*, 1: 62-69
- Loboda, C.R. & Angelis, B.L.D. 2005. Áreas verdes públicas urbanas: conceitos, usos e funções. *Ambiência*, 1: 125-139
- Lundholm, J.T. & Richardson, P.J. 2010. Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments. *Journal of Applied Ecology*, 47: 966–975. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01857.x>
- Mantel, N. 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Research* 27: 209–220
- Manthey, M. & Fridley, J.D. 2009. Beta diversity metrics and the estimation of niche width via species co-occurrence data: reply to Zeleny. *Journal of Ecology*, 97: 18–22. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01450.x>
- McIntyre, N.E. 2000. Ecology of Urban Arthropods: A Review and a Call to Action. *Annals of the Entomological Society of America*, 9: 825-835. doi: [https://doi.org/10.1603/0013-8746\(2000\)093\[0825:EOUAAR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1603/0013-8746(2000)093[0825:EOUAAR]2.0.CO;2)

- Melo, G.L.; Sponchiado, J.; Cáceres, N.C. & Fahrig, L. 2017. Testing the habitat amount hypothesis for South American small mammals. *Biological Conservation*, 209: 304–314. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.031>
- Melo, T.S. & Delabie, J.H.C. 2017. Ecologia e conservação da biodiversidade de formigas em ambientes urbanos. In: Bueno, O.C.; Campos, A.E.C. & Morini, M.S.C. (eds) *Formigas em ambientes urbanos no Brasil*. Bauru: Canal 6 editora, pp. 189-240
- Melo, T.S.; Peres, M.C.L.; Chavari, J.L.; Brescovit, A.D. & Delabie, J.H.C. 2014. Ants (Formicidae) and Spiders (Araneae) listed from the Metropolitan Region of Salvador, Brazil. *Check List*, 10: 355–365. doi: <http://dx.doi.org/10.15560/10.2.355>
- Merckx, T.; Miranda, M.D. & Pereira, H.M. 2019. Habitat amount, not patch size and isolation, drives species richness of macro-moth communities in countryside landscapes. *Journal of Biogeography*, 46: 956–967. doi: <https://doi.org/10.1111/jbi.13544>
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2002. *Biodiversidade Brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros*. Brasília: Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 404 p.
- Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858. doi: <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Nielsen, A.B.; Bosch, M.; Maruthaveeran, S. & Bosch, C.K. 2014. Species richness in urban parks and its drivers: A review of empirical evidence. *Urban Ecosystems*, 17: 305-327. doi: <https://doi.org/10.1007/s11252-013-0316-1>
- Niemi, G.J. & McDonald, M.E. 2004. Application of Ecological Indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 35: 89–111. doi: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130132>
- Oksanen, J.; Guillaume-Blanchet, F.; Kindt, R.; Legendre, P.; O'Hara, R.B.; Simpson, G.L.; Solymos, P.; Henry, M.; Stevens, H. & Wagner, H. 2016. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 3.5.0
- Oliveira, S.C.F. & Tidon, R. 2013. Substitutos da diversidade: funcionalidade e limitações. *Oecologia Australis*, 17: 474-482. doi: <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2013.1704.03>

- R Development Core Team. 2019. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.
- Rohlf, F.J. 1989. NTSYS/PC - Numerical Taxonomy and Multivariate Analysis System. New York: Applied Biostatistics Inc., 44p.
- Rosser, N. & Eggleton, P. 2012. Can higher taxa be used as a surrogate for species-level data in biodiversity surveys of litter/soil insects?. *Journal of Insect Conservation*, 16: 87-92. doi: <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9395-6>
- Sato, C.F.; Westgate, M.J.; Barton, P.S.; Foster, C.N.; O'Loughlin, L.S.; Pierson, J.C.; Balmer, J.; Chapman, J.; Catt, G.; Detto, T.; Hawcroft, A.; Kavanagh, R.P.; Marshall, D.; McKay, M.; Moseby, K.; Perry, M.; Robinson, D.; Schroder, M.; Tuft, K. & Lindenmayer, D.B. 2019. The use and utility of surrogates in biodiversity monitoring programmes. *Journal of Applied Ecology*, 56: 1304–1310. doi: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13366>
- Sattler, T.; Duelli, P.; Obrist, M.K.; Arlettaz, R. & Moretti, M. 2010. Response of arthropod species richness and functional groups to urban habitat structure and management. *Landscape Ecology*, 25: 941–954. doi: <https://doi.org/10.1007/s10980-010-9473-2>
- SOS Mata Atlântica – Fundação SOS Mata Atlântica. 2019. Atlas dos Remanescentes Florestais. Acesso em: 13/11/19. Disponível em: <http://mapas.sosma.org.br/>
- Souza, J.L.P.; Baccaro, F.B.; Landeiro, V.L.; Franklin, E.; Magnusson, W.E.; Pequeno, P.A.C.L. & Fernandes, I.O. 2016. Taxonomic sufficiency and indicator taxa reduce sampling costs and increase monitoring effectiveness for ants. *Diversity and Distributions*, 22: 111-122. doi: <https://doi.org/10.1111/ddi.12371>
- Souza, J.L.; Baccaro, F.B.; Pequeno, P.A.; Franklin, E. & Magnusson, W.E. 2018. Effectiveness of genera as a higher-taxon substitute for species in ant biodiversity analyses is not affected by sampling technique. *Biodiversity and Conservation*, 27: 3425-3445. doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1607-x>
- Vieira, L.C.; Oliveira, N.G.; Brewster, C.C. & Gayubo, S.F. 2012. Using higher taxa as surrogates of species-level data in three Portuguese protected areas: a case study on Spheciformes (Hymenoptera). *Biodiversity and Conservation*, 21: 3467-3486. doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0374-3>

CONCLUSÃO GERAL

Neste trabalho, realizamos uma análise teórica e empírica da importância das áreas verdes para conservação da biodiversidade nas cidades, visando a sustentabilidade ambiental e usando as formigas como modelo biológico. No meio urbano brasileiro, as formigas já foram amostradas em diferentes tipos de habitats (incluindo ambientes construídos), contudo a maior parte dos estudos foram realizados em áreas verdes, apontando esse tipo de ambiente como importante para manutenção da fauna nativa. Além desses ambientes aumentarem a heterogeneidade de habitats na cidade, favorecendo o aumento no número de espécies, fatores econômicos e sociais também exercem influência na riqueza de formigas. Assim, destacamos a necessidade de um planejamento urbano sustentável, através de ferramentas legais para o zoneamento das cidades, visando à integração de interesses ambientais, sociais e econômicos. Para isso, indicamos os conhecimentos relacionados à ecologia de paisagem, com metodologias para qualificar os habitats urbanos, além da ecologia urbana indicar áreas importantes a serem conservadas e a gestão multidisciplinar das cidades. Esta base teórica da ecologia pode auxiliar na criação de legislações que embasam tecnicamente um zoneamento urbano sustentável.

Dentre as cidades brasileiras, atualmente Salvador é o município com maior riqueza conhecida de formigas, com 198 espécies. Este registro é baseado somente em dados coletados em áreas verdes, demonstrando a importância desses habitats para conservação da biodiversidade. Também, destacamos a necessidade de realização de coleta de organismos em outros tipos de ambientes (exemplo: onde construções de diferentes tipos predominam) e através de uma maior variedade de técnicas de amostragem, permitindo uma representação mais segura da mirmecofauna que vive em Salvador. Em uma maior escala espacial, uma maior proporção de áreas verdes influenciou positivamente a mirmecofauna de solo na paisagem, enquanto as espécies arborícolas não responderam a esta variável ambiental. Já em relação ao micro-habitat, a mirmecofauna respondeu à disponibilidade de recurso (locais de nidificação = gravetos) na serrapilheira e influência da estratificação vertical (altura das árvores) nas áreas verdes. Assim destacamos a necessidade da manutenção da maior proporção possível de áreas verdes na paisagem urbana, além da necessidade de manter esses ambientes estruturalmente complexos, com manutenção de serrapilheira e vegetação de diferentes

portes. Além do mais, espécies exóticas apresentaram relevante importância na estruturação da comunidade urbana de formigas. No solo, a mirmecofauna nativa apresentou uma diminuição na riqueza com o aumento no número de espécies exóticas, enquanto formigas exóticas são dominantes nos estratos mais baixos das plantas e espécies nativas especialistas são encontradas em situações mais elevadas da vegetação.

Com base nos resultados obtidos neste estudo, formigas demonstram ser um bom modelo biológico, para estudos que visam avaliar o efeito da urbanização na biodiversidade. Além de ser considerada boa indicadora das condições ambientais, quando identificadas ao nível de espécie, a mirmecofauna também apresentou respostas ecológicas à urbanização quando identificada a níveis taxonômicos superiores. Em especial, a ‘resolução intermediária’ apresentou forte correlação com riqueza e composição, além de responder similarmente à urbanização. Assim, em trabalhos que visam avaliar o impacto da urbanização sobre as formigas, a utilização de ‘resolução intermediária’ permite diminuir o tempo e custo de execução dos estudos. Por fim, o conjunto de informações apresentadas nesta tese contribui com o conhecimento sobre a relevância das áreas verdes para a conservação ambiental, sendo as formigas um bom modelo ecológico para avaliar a influência da urbanização sobre a biodiversidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ahern, J. 2012. Urban landscape sustainability and resilience: the promise and challenges of integrating ecology with urban planning and design. *Landscape Ecology*, 28: 1203-1212. doi: 10.1007/s10980-012-9799-z
- Armbrecht, I.; Perfecto, I. & Vandermeer, J. 2004. Enigmatic Biodiversity Correlations: Ant Diversity Responds to Diverse Resources. *Science*, 304: 284-286. doi: 10.1126/science.1094981.
- Benini, S.M. & Martin, E.S. 2010. Decifrando as áreas verdes públicas. *Revista Formação*, 17: 63-80. doi: <https://doi.org/10.33081/formacao.v2i17.455>
- Byrne, L.B. 2007. Habitat structure: A fundamental concept and framework for urban soil ecology. *Urban Ecosystems*, 10: 255–274. doi: <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0027-6>
- Bolton, B. 2019. AntWeb: versão 8.6.6. Acesso em: 11/11/2019. Disponível em: <http://www.antweb.org>
- Cardoso, P.; Silva, I.; Oliveira, N.G. & Serrano, A.R. 2004. Higher taxa surrogates of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation*, 117: 453-459. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.08.013>
- Collins, J.P.; Kinzig, A.; Grimm, N.B.; Fagan, W.F.; Hope, D.; Wu, J. & Borer, E.T. 2000. A new urban ecology. *American Scientist*, 88: 416-425. doi: <http://dx.doi.org/10.1511/2000.5.416>.
- Conceição, E.S.; Costa-Neto, A.O.; Andrade, F.P.; Nascimento, I.C.; Martins, L.C.B.; Brito, B.N.; Mendes, L.F. & Delabie, J. 2006. Assembléias de Formicidae da serapilheira como bioindicadores da conservação de remanescentes de Mata Atlântica no extremo sul do Estado da Bahia. *Sitientibus Série Ciências Biológicas*, 6: 296-305.
- Dearborn, D.C. & Kark, S. 2010. Motivations for Conserving Urban Biodiversity. *Conservation Biology*, 24: 432-440. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01328.x>
- Delabie, J.H.C.; Koch, E.; Dodonov, P.; Caitano, B.; DaRocha, W.; Jahyny, B.; Leponce, M.; Majer, J. & Mariano, C.S.F. 2021. Sampling and analysis methods for ant diversity assessment. In: J.C. Santos & G.W. Fernandes (eds) *Measuring Arthropod Biodiversity - A Handbook of Sampling Methods*. Basel: Springer, pp. 13-54. doi: <https://doi.org/10.1007/978-3-030-53226-0>

- Faeth, S.H.; Bang, C. & Saari, S. 2011. Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of New York Academy of Sciences*, 1223: 69–81. doi: 10.1111/j.1749-6632.2010.05925.x
- Fernandes, T.T.; Dáttilo, W.; Silva, R.R.; Luna, P.; Oliveira, C.M. & Morini, M.S.C. 2019. Ant Occupation of Twigs in the Leaf Litter of the Atlantic Forest: Influence of the Environment and External Twig Structure. *Tropical Conservation Science*, 12: 1–9. doi: 10.1177/1940082919852943
- Friedrich, R. & Philpott, S.M. 2009. Nest-site Limitation and Nesting Resources of Ants (Hymenoptera: Formicidae) in Urban Green Spaces. *Environmental Entomology*, 38: 600-607. doi: 10.1603/022.038.0311
- Folgarait, P.J. 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity and Conservation*, 7: 1221-1244. doi: <https://doi.org/10.1023/A:1008891901953>
- Grelle, C.E.V. 2002. Is higher-taxon analysis an useful surrogate of species richness in studies of Neotropical mammal diversity? *Biological Conservation*, 108: 101-106. doi: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00094-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00094-0)
- 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: 756-760. doi: 10.1126/science.1150195
- Hölldobler, B. & Wilson, E.O. 1990. *The ants*. Cambridge Massachusetts: Harvard University Press, 732 p.
- Koch, E.B.A.; Cardoso, I.C.N.; Majer, J.D. & DELABIE, J.H.C. 2021. Seeking surrogates for taxonomic and functional evaluations of leaf-litter ant faunas. *Ecological Indicators*, 122: 1-11p. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107305>
- Kowarik, I. 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, 159: 1974-1983. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>
- Lach, L., Parr, C. L., & Abbott, K. L. 2010. *Ant Ecology*. New York: Oxford University Press, 402 p.
- Landeiro, V.L.; Bini, L.M.; Costa, F.R.C.; Franklin, E.; Nogueira, A.; Souza, J.L.P.; Moraes, J. & Magnusson, W.E. 2012. How far can we go in simplifying biomonitoring assessments? An integrated analysis of taxonomic surrogacy, taxonomic sufficiency

- and numerical resolution in a megadiverse region. *Ecological Indicators*, 23: 366–373. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.04.023>
- Loboda, C.R. & Angelis, B.L.D. 2005. Áreas verdes públicas urbanas: conceitos, usos e funções. *Ambiência*, 1: 125-139.
- Lundholm, J.T. & Richardson, P.J. 2010. Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments. *Journal of Applied Ecology*, 47: 966–975. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01857.x>
- McPhearson, T.; Pickett, S.T.A.; Grimm, N.B.; Niemelä, J.; Alberti, M.; Elmqvist, T.; Weber, C.; Haase, D.; Breuste, J. & Qureshi, S. 2016. Advancing urban ecology toward a science of cities. *Bioscience*, 66: 198-212. doi: <http://dx.doi.org/10.1093/biosci/biw002>.
- Menke, S.B.; Guénard, B.; Sexton, J.O.; Weiser, M.D.; Dunn, R.R. & Silverman, J. 2011. Urban areas may serve as habitat and corridors for dry-adapted, heat tolerant species; an example from ants. *Urban Ecosystems*, 14: 135–163. doi: <https://doi.org/10.1007/s11252-010-0150-7>
- Niemela, J. 1999. Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation*, 8: 119-131. doi: <https://doi.org/10.1023/A:1008817325994>
- Pacheco, R. & Vasconcelos, H.L. 2007. Invertebrate conservation in urban areas: Ants in the Brazilian Cerrado. *Landscape and Urban Planning*, 81: 193–199. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.11.004>
- Pena, J.C.C.; Martello, F.; Ribeiro, M.C.; Armitage, R.A.; Young, R.J. & Rodrigues, M. 2017. Street trees reduce the negative effects of urbanization on birds. *PLoS One*, 12: e0174484. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174484>
- 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. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01586.x>
- Santos, M.N. 2016. Research on urban ants: approaches and gaps. *Insectes Sociaux*, 63: 359–371. doi: <https://doi.org/10.1007/s00040-016-0483-1>.
- Sattler, T.; Duelli, P.; Obrist, M. K.; Arlettaz, R. & Moretti, M. 2010. Response of arthropod species richness and functional groups to urban habitat structure and management. *Landscape Ecology*, 25: 941–954. doi: <https://doi.org/10.1007/s10980-010-9473-2>

- Shochat, E.; Warren, P.S.; Faeth, S.H.; McIntyre, N.E. & Hope, D. 2006. From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 21: 186-191. doi: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.11.019>
- Suarez-Rubio, M. & Thomlinson, J.R. 2009. Landscape and patch-level factors influence bird communities in an urbanized tropical island. *Biological Conservation*, 142: 1311–1321. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.035>
- Uno, S.; Cotton, J. & Philpott, S.M. 2010. Diversity, abundance, and species composition of ants in urban green spaces. *Urban Ecosystems*, 13: 425–441. doi: <https://doi.org/10.1007/s11252-010-0136-5>
- Vitousek, P.M.; Mooney, H.A.; Lubchenco, J. & Melillo, J.M. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277: 494-499. doi: https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_1
- Wilson, E.O & Hölldobler, B. 2005. The rise of the ants: A phylogenetic and ecological explanation. *PNAS*, 102: 7411-7414. doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.0502264102>
- Wener, P. 2011. The ecology of urban areas and their functions for species diversity. *Landscape and Ecological Engineering*, 7: 231–240. doi: <https://doi.org/10.1007/s11355-011-0153-4>
- Wu, J. 2014. Urban ecology and sustainability: the state-of-the-science and future directions. *Landscape and Urban Planning*, 125: 209-221. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.018>.