

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre

Jéssica Aparecida Alves Lima

**A URBANIZAÇÃO AFETA NEGATIVAMENTE A DIVERSIDADE DE BESOUROS:
UMA REVISÃO INTEGRATIVA**

Belo Horizonte
2021

Jéssica Aparecida Alves Lima

**A URBANIZAÇÃO AFETA NEGATIVAMENTE A DIVERSIDADE DE BESOUROS:
UMA REVISÃO INTEGRATIVA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

Orientadora: Dra. Tatiana Garabini
Cornelissen

Coorientador: Dr. Cássio Alencar Nunes

Belo Horizonte
2021

043

Lima, Jéssica Aparecida Alves.

A urbanização afeta negativamente a diversidade de besouros: uma revisão integrativa [manuscrito] / Jéssica Aparecida Alves Lima. – 2021.

42 f. : il. ; 29,5 cm.

Orientadora: Dra. Tatiana Garabini Cornelissen. Coorientador: Dr. Cássio Alencar Nunes.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

1. Ecologia. 2. Besouros. 3. Metanálise. 4. Insetos. 5. Áreas Verdes. 6. Fragmentação. I. Cornelissen, Tatiana Garabini. II. Nunes, Cássio Alencar. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. IV. Título.

CDU: 502.7



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E MANEJO DA VIDA SILVESTRE

FOLHA DE APROVAÇÃO

"A urbanização afeta negativamente a diversidade de besouros: uma revisão integrativa"

JÉSSICA APARECIDA ALVES LIMA

Dissertação de Mestrado defendida e aprovada, no dia **29 de novembro de 2021**, pela Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais constituída pelos seguintes professores:

Doutor(a) Paulo Enrique Cardoso Peixoto
(UFMG)

Doutor(a) Arleu Barbosa Viana Junior
(Museu Paraense Emílio Goeldi)

Doutor(a) Tatiana Garabini Cornelissen
(Presidente da Banca)

Belo Horizonte, 29 de novembro de 2021.

Assinaturas dos Membros da Banca



Documento assinado eletronicamente por **Paulo Enrique Cardoso Peixoto, Membro**, em 06/12/2021, às 14:04, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Tatiana Garabini Cornelissen, Coordenador(a)**, em 07/12/2021, às 13:22, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Arleu Barbosa Viana Junior, Usuário Externo**, em 16/12/2021, às 14:06, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **1129245** e o código CRC **60796E10**.

Ao meu pai, razão de tudo!

Agradecimentos

Primeiramente agradeço a minha família. Aos meus pais, José e Cirene, que me ensinaram tudo, exceto viver sem eles... As minhas queridas irmãs, Sira e Dani, pelo carinho e apoio incondicional que recebo todos os dias. Obrigada por estarem sempre comigo, pelo incentivo e por sempre acreditarem em mim, mesmo quando nem eu acredito. Não existe absolutamente nada mais importante do que vocês, serei eternamente grata por tê-los comigo.

A Prof. Dra. Tatiana Cornelissen por todo carinho, paciência e compreensão durante todo este período. Obrigada pela dedicação e por todas as vezes que deixou de lado até mesmo o seu momento de descanso para me orientar. Agradeço ao Dr. Cássio Alencar Nunes por aceitar esta missão de me coorientar e sempre me acolher tirando todas as minhas dúvidas. Obrigada pela confiança e por terem acreditado em mim.

Aos colegas do CSEC e de todos os outros laboratórios do ICB, em especial a todos que participaram do Curso de Campo 2019. Obrigada pelo carinho e pelos dias inesquecíveis no campo. Gratidão especial as maravilhosas Júlinha, Gabi e Gisa pela ajuda nos meus momentos de desespero.

Finalmente, agradeço a CAPES pela bolsa concedida, a UFMG e a todos os professores e funcionários do Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Obrigada pela oportunidade de cursar um mestrado em uma instituição de excelência. Gratidão a todos que passaram pela minha vida e contribuíram de alguma forma para mais esta conquista.

Gratidão!

Resumo

A urbanização é considerada uma das principais ameaças a biodiversidade em nível global. A conversão de áreas naturais em áreas urbanas pode levar a perda de espécies levando a alterações nos processos ecológicos que regulam o funcionamento dos ecossistemas e no fornecimento de serviços ecossistêmicos. Apesar de muitos estudos demonstrarem a redução no número de espécies em áreas urbanas, nem sempre os efeitos da urbanização são negativos, uma vez que as diferentes paisagens urbanas podem fornecer recursos como abrigo e alimento para algumas espécies. A fim de compreender os impactos das mudanças causadas pelo desenvolvimento das cidades nos padrões da estrutura e diversidade das comunidades de besouros, realizamos uma revisão integrativa. Inicialmente abordamos o panorama geral dos estudos publicados sobre insetos da ordem Coleoptera em áreas urbanas. Posteriormente, por meio de uma meta-análise testamos a hipótese de que a urbanização afeta negativamente a riqueza e a diversidade de besouros em áreas urbanas. De modo geral, encontramos um aumento no número de estudos envolvendo besouros em áreas urbanas ao longo dos anos e maior concentração de estudos sendo realizados na região temperada. Além disso, o efeito da urbanização foi significativamente forte e negativo na riqueza e diversidade de besouros. Nossos resultados indicam que as comunidades de besouros são menos ricas e diversas em áreas altamente urbanizadas em ambas as escalas, podendo levar a mudanças na estrutura das comunidades, interações ecológicas e conseqüentemente ameaçando serviços ecossistêmicos desempenhados por esse grupo.

Palavras-chave: áreas verdes urbanas, Coleoptera, meta-análise, insetos urbanos, fragmentação do habitat

Abstract

Urbanization is considered one of the main threats to biodiversity at a global level. The conversion of natural areas to urban areas can lead to species loss leading to changes in the ecological processes that regulate the functioning of ecosystems and the provision of ecosystem services. Although many studies demonstrate a reduction in the number of species in urban areas, the effects of urbanization are not always negative, since different urban landscapes can provide resources, such as shelter and food for some species. In order to understand the impacts of changes caused by the development of cities on the patterns of structure and diversity of beetle communities, we carried out an integrative review. Initially, we address the overview of published studies on insects of the Coleoptera order in urban areas. After, through a meta-analysis, we test the hypothesis that urbanization negatively affects the richness and diversity of beetles in urban areas at the local and landscape scale. Overall, we found an increase in the number of studies involving beetles in urban areas over the years and a greater concentration of studies being carried out in the temperate region. Furthermore, the effect of urbanization was significantly strong and negative on the richness and diversity of beetles. Our results indicate that beetle communities are less rich and diverse in highly urbanized areas at both scales, which can lead to changes in community structure, ecological interactions and consequently threaten ecosystem services performed by this group.

Keywords: urban green areas, Coleoptera, meta-analysis, urban insects, habitat fragmentation

Sumário

1. Introdução.....	8
2. Materiais e Métodos.....	10
Busca bibliográfica.....	10
Base de Dados e Revisão Qualitativa.....	11
Análise dos dados qualitativos.....	13
Meta-Análise.....	14
Cálculo do Tamanho de Efeito e Análise de dados.....	15
3. Resultados.....	16
Revisão Qualitativa.....	16
Meta-Análise.....	21
4. Discussão.....	24
Referências.....	30
Apêndice 1.....	38
Apêndice 2.....	42

1. Introdução

A expansão urbana é um fenômeno que vem ocorrendo em todo o mundo e estimativas recentes preveem que até 2050 aproximadamente 70% da população humana viverá em áreas urbanas (United Nations, 2018; García-Nieto *et al.*, 2018). As áreas urbanas são caracterizadas como ambientes intensamente modificados pelo homem (McIntyre *et al.*, 2001; Magura *et al.* 2010) e compostas por uma grande quantidade de residências, construções comerciais e industriais (McIntyre *et al.*, 2001), resultando em grande redução da cobertura vegetal natural. O processo responsável pela criação de tais áreas é chamado de urbanização e tem como principal característica a conversão de áreas naturais em áreas para o uso antrópico, geralmente levando em consideração apenas as necessidades humanas (Fontana, Burger & Magnusson, 2011).

A conversão das áreas naturais em áreas urbanas modifica a paisagem e pode levar a inúmeras consequências. Dentre elas se destacam a fragmentação da paisagem e o isolamento dos habitats (McIntyre *et al.*, 2001; Weller & Ganzhorn, 2004; Makeeva, Belokon & Smurov, 2013), o aumento da impermeabilização das superfícies, da poluição sonora e da poluição luminosa (McIntyre *et al.*, 2001; Holker *et al.*, 2010; McDonnell & Hahs, 2015; Fenoglio *et al.*, 2021), além do aumento da temperatura levando a ocorrência de “ilhas de calor urbano” (Kim, 1992; Pickett *et al.*, 2011; Song *et al.*, 2019). A urbanização leva ainda ao aumento da densidade populacional humana e pode promover a invasão de espécies exóticas (McIntyre *et al.*, 2001), levando à extinção de espécies nativas (Czech *et al.*, 2000; Fattorini, 2011) e causando homogeneização biótica (Czech *et al.*, 2000; Mckinney, 2002, 2006; Magura *et al.* 2010). Além disso, quando comparada com outras perturbações ambientais, ela tende a ser um processo mais duradouro e expansível (Mckinney, 2002). Deste modo, a substituição de áreas naturais por áreas urbanas influencia direta e indiretamente a estrutura da paisagem e a qualidade dos habitats. Tais consequências podem impactar a biodiversidade e alterar importantes processos ecossistêmicos que regulam o funcionamento dos ecossistemas (Piano *et al.*, 2020) e o fornecimento de serviços ecossistêmicos (Li *et al.*, 2016; Peng *et al.*, 2017).

A matriz urbana é um mosaico heterogêneo de áreas edificadas residenciais, áreas verdes e propriedades comerciais (McIntyre, 2000; Faeth, Bang & Saari, 2011). As áreas verdes urbanas incluem cemitérios, praças públicas, jardins urbanos, lotes vagos manejados ou não, hortas comunitárias e parques urbanos de diferentes tamanhos (Cornelissen *et al.*, 2021), podendo ser utilizada por uma ampla variedade de grupos de animais como aves (Fontana *et al.*, 2011; Pena *et al.*, 2017), mamíferos (Baker, 2003; Van Helden *et al.*, 2020) e insetos

(Baldock *et al.*, 2015; Theodorou *et al.*, 2020). Muitas espécies, portanto, encontram nas áreas urbanas condições favoráveis para sua sobrevivência (Jones & Leather, 2012), justificando assim a extrema importância da inclusão dessas áreas no planejamento urbano.

As características locais dos habitats, como a estrutura e a complexidade da vegetação, quantidade de superfície impermeável, somadas às características da paisagem, como tamanho da área fragmentada, distância e conectividade entre as áreas naturais influenciam na estrutura das comunidades biológicas. Apesar de revisões anteriores em áreas urbanas demonstrarem a redução de espécies de répteis (French *et al.*, 2018), artrópodes (Fenoglio *et al.*, 2020), plantas e aves (Aronson *et al.*, 2014), nem sempre os efeitos da urbanização são negativos. Alguns estudos demonstram, por exemplo, que as diferentes paisagens urbanas podem proporcionar habitats diversificados (Weller & Ganzhorn, 2004) beneficiando algumas espécies sinantrópicas (Rodewald & Shustack, 2008; Cresswell, Kازه & Patchett, 2020). Assim, diferentes áreas verdes urbanas podem, na verdade, funcionar como refúgios para espécies que deixam áreas naturais e encontram nos centros urbanos recursos cruciais para o estabelecimento das comunidades biológicas (Korasaki *et al.*, 2013).

Insetos são um grupo altamente diverso e vários grupos são encontrados dentro e no entorno da matriz urbana. Evidências recentes demonstram declínios na riqueza, abundância e biomassa de insetos (Montgomery *et al.*, 2019; Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019; Van Klink *et al.*, 2020; Wagner *et al.*, 2021) associados à invasão de espécies exóticas (Wagner *et al.*, 2021), às mudanças climáticas globais, à poluição e às mudanças no uso do solo (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019). Para essa última, a urbanização é apontada como uma das principais alterações antrópicas do uso do solo, que pode levar a perda da biodiversidade de insetos (McIntyre, 2000; Korasaki *et al.*, 2013). Apesar da influência da urbanização nas comunidades de insetos e sua alta relevância para a manutenção de serviços ecossistêmicos essenciais como a polinização (Rucker, Thurman & Burgett, 2012), controle biológico e a ciclagem de nutrientes (Nichols *et al.*, 2008), suas implicações ainda não são totalmente compreendidas e a magnitude dos seus efeitos podem variar de acordo com o tipo do uso do solo urbano, localização geográfica das cidades (Faeth *et al.*, 2011), escala espacial (Piano *et al.*, 2020) e o grupo taxonômico estudado (Wu, 2014; Piano *et al.*, 2020).

Dentre os insetos, os besouros (Ordem: Coleoptera) correspondem ao grupo mais diverso da terra com aproximadamente 350 mil espécies descritas. Insetos coleópteros são frequentemente utilizados em estudos para indicar perturbações ambientais (Ghannem,

Touaylia & Boumaiza, 2018), pois são encontrados em vários tipos de habitats, são sensíveis a perturbações e respondem rapidamente às mudanças ambientais. Além disso, possuem taxonomia bem conhecida (Rainio & Niemela, 2002), são facilmente amostrados e participam de interações ecológicas importantes como a herbivoria e a predação e são fundamentais para a manutenção de diversos processos ecológicos como a ciclagem de nutrientes, o controle biológico (Nichols *et al.* 2008) e a polinização (Sayers, Steinbauer & Miller, 2019). Apesar da relevância do grupo, as respostas das alterações causadas pela urbanização foram sintetizadas apenas para um grupo específico (ver Martinson & Raupp, 2013) e dados de outras famílias e subfamílias importantes permanecem negligenciados.

Para compreender o papel da urbanização e os impactos das mudanças causadas pelo desenvolvimento das cidades nos padrões da estrutura e diversidade das comunidades de besouros realizamos uma revisão integrativa. Primeiramente conduzimos uma revisão qualitativa, onde esperamos detectar i) se besouros são foco dos estudos de urbanização, ii) se houve aumento no número desses estudos ao longo dos últimos anos, e iii) se os estudos são focados em grupos taxonômicos específicos. Tal análise bibliométrica pode auxiliar na busca por lacunas do conhecimento e fornecer um panorama geral dos estudos envolvendo urbanização e besouros. Por fim, por meio de uma meta-análise testamos a hipótese de que a urbanização afeta negativamente a riqueza e a diversidade de besouros em áreas urbanas, avaliando duas escalas: a local, onde testamos os efeitos de diferentes áreas verdes urbanas nos padrões de diversidade de besouros e a escala da paisagem ou regional, onde avaliamos como os gradientes urbano-rural-natural influenciam nas medidas de riqueza de espécies de besouros.

2. Materiais e Métodos

Busca bibliográfica

A análise bibliométrica envolveu um levantamento de artigos científicos publicados na base de dados Web of Science, de 1945 até a junho de 2020. Para o levantamento bibliográfico, utilizamos as seguintes combinações de palavras chaves: TS (topic of search) = (urban* OR city OR cities) AND TS = (coleoptera* OR beetle*). A busca usando-se essa combinação de palavras-chave abrangeu o título, resumo e palavras-chave indexadas da literatura primária. Após o levantamento, as referências foram exportadas para o EndNote®, as duplicatas foram excluídas e procedeu-se à montagem da base de dados bibliográficos.

Base de Dados e Revisão Qualitativa

Inicialmente todos os artigos encontrados foram filtrados pelo título e resumo e artigos que não focaram em besouros em áreas urbanas, foram excluídos da base de dados inicial. Os artigos restantes da filtragem inicial tiveram seu texto lido por completo para confirmação de adequação e retirada das informações de interesse para o preenchimento da base de dados. A análise incluiu apenas a) artigos de revistas científicas e b) publicados em inglês, de forma que resumos de congressos, capítulos de livros e notas científicas foram excluídos. Artigos focados em pragas urbanas, parasitismo, pressão do turismo e entomologia forense também foram excluídos da nossa análise bibliométrica. Utilizamos o fluxograma PRISMA (*Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analysis*), para explicitar os critérios de inclusão e exclusão dos estudos buscados eletronicamente (Page *et al.*, 2021a). O levantamento inicial continha 1.093 artigos. Após as etapas de leitura dos artigos (*screening*), 212 artigos foram incluídos na análise bibliométrica (Fig. 1).

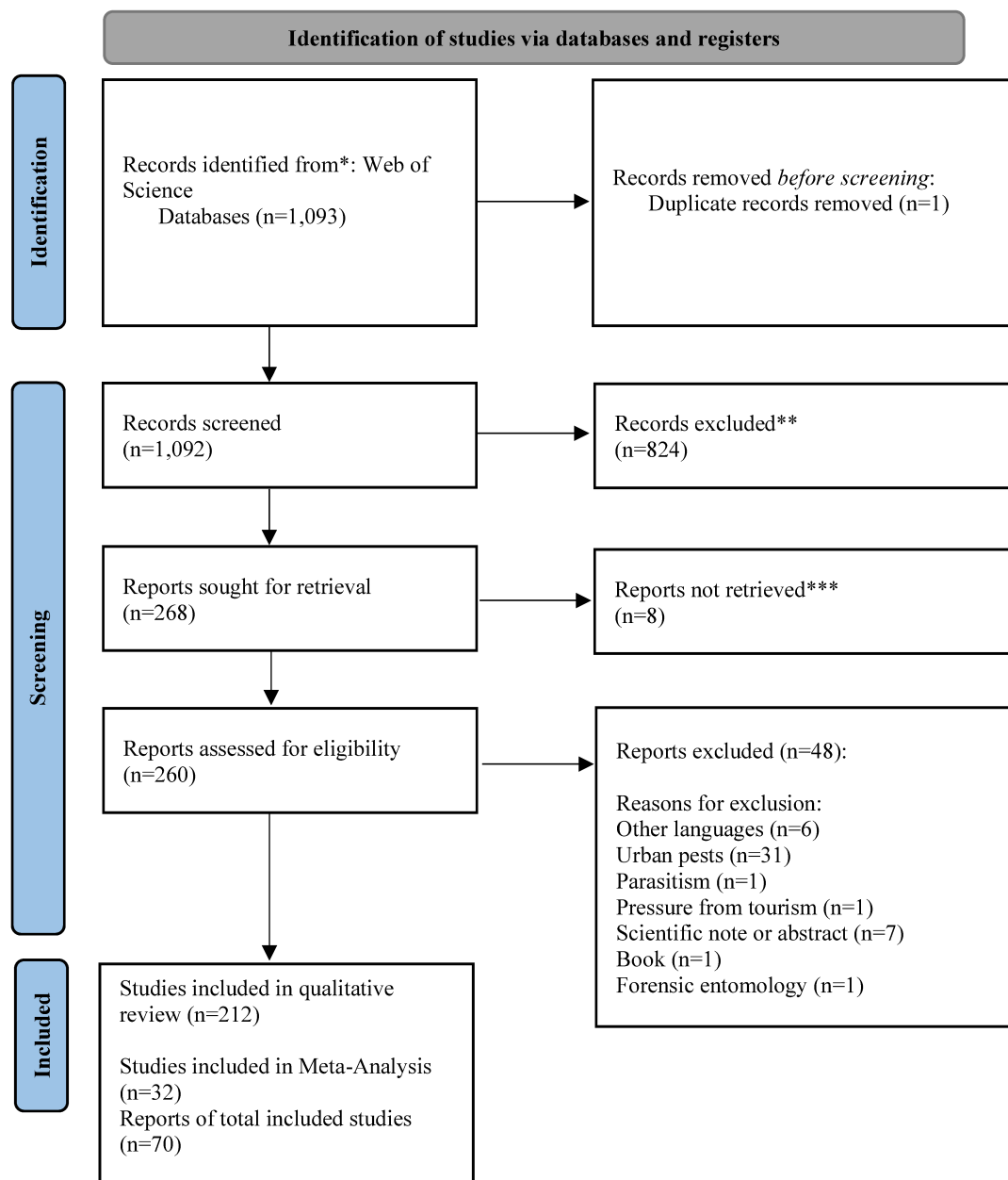


Figura 1. Fluxograma de PRISMA (*Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analysis*; Page *et al.* 2021a) indicando os passos utilizados no levantamento bibliográfico e na inclusão e/ou exclusão de estudos em nossa revisão integrativa sistematizada. *Pesquisa realizada na Web of Science em 30/06/2020, com as seguintes palavras-chaves: TS= (urban* OR city OR cities) AND TS= (coleoptera* OR beetle*). ** Artigos não relacionados com besouros e urbanização. *** Artigos com acesso não permitido pelos autores/revistas científicas ou artigos não encontrados.

As seguintes informações foram retiradas dos artigos incluídos na revisão qualitativa: 1) autor (es) e ano de publicação, 2) a revista científica em que o estudo foi publicado, 3) a categoria do artigo (e.g., regular, revisão ou meta-análise), 4) a região em que o estudo foi desenvolvido (temperada ou tropical), 5) o país e a cidade onde o estudo foi realizado, 6) se

havia gradiente de urbanização claramente descrito no estudo (sim ou não), 7) o tipo de gradiente de urbanização avaliado (e.g., urbano, urbano-rural, urbano-rural-natural, urbano-natural), 8) a duração do estudo (curta ou longa, onde curta corresponde aos estudos que foram realizados em até dois anos e longa aqueles realizados em mais de dois anos), 9) o grupo taxonômico geral ou funcional (e.g., besouros, vaga-lumes, joaninhas) e/ou ordem, família, gênero ou espécie, 10) nível do estudo (população ou comunidade), 11) o número de espécies encontradas (quando disponível), 12) a pergunta ou objetivo do estudo, 13) se coleópteros foram o grupo foco do estudo (sim ou não), 14) o tipo de habitat do grupo foco do estudo (aquático, terrestre ou ambos) e 15) a variável resposta avaliada da comunidade ou população frente à urbanização (e.g., riqueza, abundância, traço funcional, dentre outras).

Em seguida todos os artigos foram avaliados de acordo com o seu foco principal e classificados nas seguintes categorias: avaliação da biodiversidade (e.g., estudos onde o foco consistiu apenas na avaliação de medidas de estrutura da comunidade como riqueza, abundância, traços funcionais e diversidade), conservação da biodiversidade (e.g., estudos com foco principal em estratégias de conservação das espécies, como corredores ecológicos), interações ecológicas (e.g., estudos com foco nos impactos da urbanização nas interações ecológicas, como a predação), manejo de áreas urbanas (e.g., estudos com foco em estratégias de manejo de áreas urbanas, como tetos verdes urbanos), monitoramento populacional (e.g., estudos com foco nos impactos da urbanização apenas no nível de populações) e processos ecossistêmicos (e.g., estudos com foco na influência da urbanização em processos como a ciclagem de nutrientes).

Análise dos dados qualitativos

Para a análise bibliométrica qualitativa utilizamos estatística descritiva, calculando a proporção de estudos em cada grupo de informação coletado. Utilizamos as localizações dos estudos, quando disponíveis, para a criação de um mapa mundial indicando a ocorrência de estudos nos diversos países e utilizamos o ano de publicação para ver a distribuição temporal dos estudos nas últimas décadas.

Meta-Análise

Para a construção da base de dados para avaliar os efeitos da urbanização na riqueza e diversidade de besouros, adotamos o protocolo de Nakagawa *et al.* (2017) e as diretrizes estipuladas pelo PRISMA (*Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analysis*) (Page *et al.*, 2021a) e REPRISSE (*Reproducibility and Replicability in Synthesis of Evidence*) (Page *et al.*, 2021b).

Todos os artigos incluídos na revisão qualitativa (n=212) foram avaliados para a inclusão ou não na meta-análise, adotando-se os seguintes critérios: i) estudos que reportaram a riqueza ou diversidade de besouros ao longo de um gradiente de urbanização definido, incluindo ambientes urbanos vs. naturais, urbanos vs. rurais ou urbanos vs. periurbanos (também chamado de suburbanos); ii) estudos que reportaram valores médios de riqueza e/ou diversidade com alguma medida de variabilidade em torno da média e tamanho amostral claro; iii) estudos que reportaram coeficientes de correlação ou regressão entre a riqueza e/ou diversidade de besouros em função de variáveis que quantificam o gradiente de urbanização (e.g., porcentagem de cobertura de asfalto, porcentagem de impermeabilização) e iv) estudos publicados em inglês.

De cada estudo incluído na meta-análise, registramos o 1) Autor(es) e ano da publicação, 2) o país onde o estudo foi desenvolvido, 3) a escala do estudo (local vs. regional), 4) o tipo de gradiente urbano avaliado, 5) o grupo taxonômico dos besouros, e 6) as variáveis respostas riqueza, diversidade e abundância da comunidade de besouros frente à urbanização. Para o registro do país utilizamos o nome dos sítios de coleta ou coordenadas presentes nos artigos, para a escala do estudo categorizamos como "escala local" os estudos realizados dentro das cidades apenas, com graus diferentes de complexidade de áreas verdes (e.g., praças, fragmentos de floresta, centro urbano, parques urbanos) e a "escala regional" incluiu estudos de paisagem que compararam áreas verdes urbanas com áreas rurais ou áreas verdes urbanas com áreas preservadas. Para avaliar o efeito do tipo de gradiente estudado, registramos as comparações de riqueza e/ou diversidade em áreas urbanas vs. áreas naturais preservadas, áreas urbanas vs. áreas rurais e áreas urbanas vs. áreas suburbanas. A variável riqueza de espécies foi incluída na base de dados como riqueza bruta (*raw richness*) e excluímos dados de riqueza após rarefação ou técnicas de aleatorização e riqueza estimada de espécies. Os índices de diversidade incluíram Shannon (n=7), Brillouin (n=1), Simpson (n=1), equitabilidade (n=2) e foram todos categorizados como "diversidade". Dentre os estudos avaliados, 26 registraram a abundância

de besouros em gradientes de urbanização, mas não foram incluídos na nossa meta-análise uma vez que optamos por avaliar apenas os dados associados à riqueza e diversidade das comunidades de besouros.

Para dados disponíveis em figuras, nós digitalizamos cada figura e extraímos os dados de riqueza e/ou diversidade usando o software ImageJ® (Imagej.nih.gov/ij) após calibrar a figura usando os valores plotados no eixo y como referência. Medidas de variância como o erro padrão ou intervalos de confiança foram todas convertidas em unidades de desvio padrão para a inclusão na base de dados, usando-se uma calculadora estatística (Rosenberg *et al.*, 2000). O tamanho amostral foi registrado conforme indicado pelos autores em relação ao número de *pitfalls*, armadilhas, amostragens ou sítios de coleta. Quando um mesmo artigo forneceu dados de riqueza e diversidade, essas foram reportadas separadamente. Quando um mesmo artigo forneceu dados temporais (ao longo de meses, estações do ano ou anos de amostragem), apenas um dado (último na sequência temporal) foi incluído na base de dados, seguindo Koricheva *et al.* (2013). Quando um mesmo artigo forneceu mais de um índice de diversidade (e.g., Shannon e Equitabilidade), apenas o índice de Shannon foi incluído (Avondet *et al.*, 2003).

Cálculo do Tamanho de Efeito e Análise de dados

Para a análise dos dados dos efeitos da urbanização nas comunidades de besouros, usamos uma abordagem meta-analítica para integrar uma coleção de resultados envolvendo tamanhos de efeito de estudos individuais (Koricheva *et al.* 2013) para calcular um efeito cumulativo geral, com a devida variância, a partir dos dados primários da literatura.

Usamos a diferença média padronizada (Hedge's d) como métrica de meta-análise uma vez que essa métrica é adequada para estimar tamanhos de efeito comparáveis entre estudos que possuam comparações entre dois ou mais grupos, utilizando os valores de média, desvio padrão e tamanho amostral para cada grupo controle ou tratamento. Para o cálculo do Hedges' d, usamos a média do(s) grupo(s) controle(s) em relação à média do(s) grupo(s) tratamento. Para o grupo controle usamos as áreas verdes naturais nas cidades na escala local ou áreas preservadas na escala regional, e como tratamento usamos os dados das cidades. Nos estudos que compararam o ambiente rural vs. urbano, usamos os ambientes rurais como controles e os ambientes urbanos como tratamentos. Assim, valores positivos de Hedge's d indicam efeitos positivos da urbanização nas comunidades de besouros e valores negativos indicam o padrão oposto. A significância dos efeitos individuais foi dada pela avaliação dos intervalos de

confiança (95%), sendo que efeitos cumulativos foram considerados significativos se os intervalos de confiança não se sobrepusessem ao zero (Hedges *et al.*, 1999).

Para estimar o efeito cumulativo (E++) para uma amostra de estudos que abordam o mesmo efeito individual, os tamanhos dos efeitos foram combinados entre os estudos usando modelos mistos multiníveis. Usamos três níveis na parte aleatória dos modelos para incorporar a não independência entre os estudos (nível 1), a não independência entre registros de um mesmo estudo (nível 2) e o erro (nível 3). Inicialmente, construímos um modelo geral que agrupou as variáveis riqueza e diversidade (*overall model*), de maneira a entender o efeito da urbanização nas comunidades de besouros. Posteriormente, testamos o efeito dos moderadores usando modelos mistos hierárquicos, avaliando diferenças entre as variáveis resposta (riqueza ou diversidade), entre as escalas (local ou regional) e entre os diferentes gradientes de urbanização (urbano vs. preservado, urbano vs. rural ou urbano vs. suburbano). Para testar diferenças entre os grupos usados nos modelos mistos, utilizamos análises de heterogeneidade Q (Gurevitch & Hedges, 1999), particionando variância dentro os grupos (Qb, *between*) e avaliando se os grupos categóricos são homogêneos ou não com respeito aos tamanhos de efeito. Calculamos a heterogeneidade total (QT), heterogeneidade dentro (QW) e entre os grupos (QB) e usamos uma distribuição X^2 para avaliar a significância de Q.

Para avaliar a presença de viés de publicação, calculamos o número de segurança de Rosenthal (*fail-safe numbers*), que indica quantos resultados não significativos, estudos não publicados ou ausentes teriam de ser adicionados à amostra para alterar seus resultados de significativos para não significativos (Rosenthal, 1979; Rosenberg *et al.*, 2000). Como regra geral, os resultados são considerados robustos se os *fail-safe number* excederem $5n + 10$, onde n é o número de comparações.

Todas as análises foram feitas usando os pacotes Metafor e a função EsCalc (Viechtbauer, 2010) no programa R (R Core Team, 2020).

3. Resultados

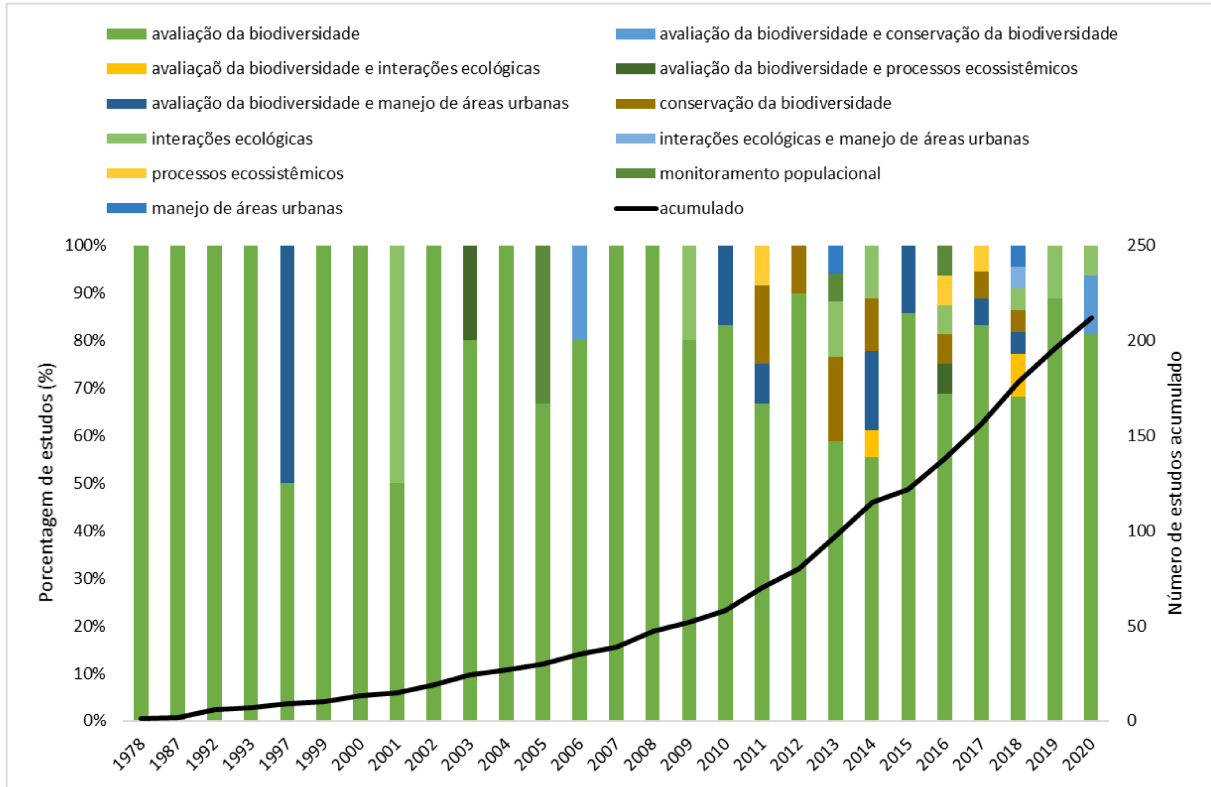
Revisão Qualitativa

Observou-se aumento no número de estudos envolvendo insetos coleópteros em ambientes urbanos, sendo que 95,3% dos estudos foram realizados a partir dos anos 2000 (Fig. 2A). A maioria dos trabalhos (94,3%) foram artigos regulares ($n=200$), 4,7% artigos de revisão

(n=10) e menos de 1% corresponderam a meta-análises (n=2). Os artigos foram publicados em 87 revistas científicas, sendo os periódicos *Journal of Insect Conservation* e *Urban Ecosystems* os que apresentaram maiores números de publicações com 10,4% (n=22) e 8,5% (n=18), respectivamente.

Dos 212 artigos incluídos na análise bibliométrica, 82,1% foram realizados na região temperada (n=174), 13,2% foram realizados na região tropical (n=28) e em 4,7% não foi possível identificar a região em que o estudo foi realizado ou não era uma informação relevante para o tipo de estudo (n=10). Ao todo, 46 países foram mencionados nos artigos, sendo que 9,9% dos estudos se concentraram nos Estados Unidos (n=23), seguido por Finlândia e Itália, ambos com 6,9% dos estudos (n=16 cada) e Canadá com 6,0% dos estudos (n=14) (Fig. 2B).

A)



B)

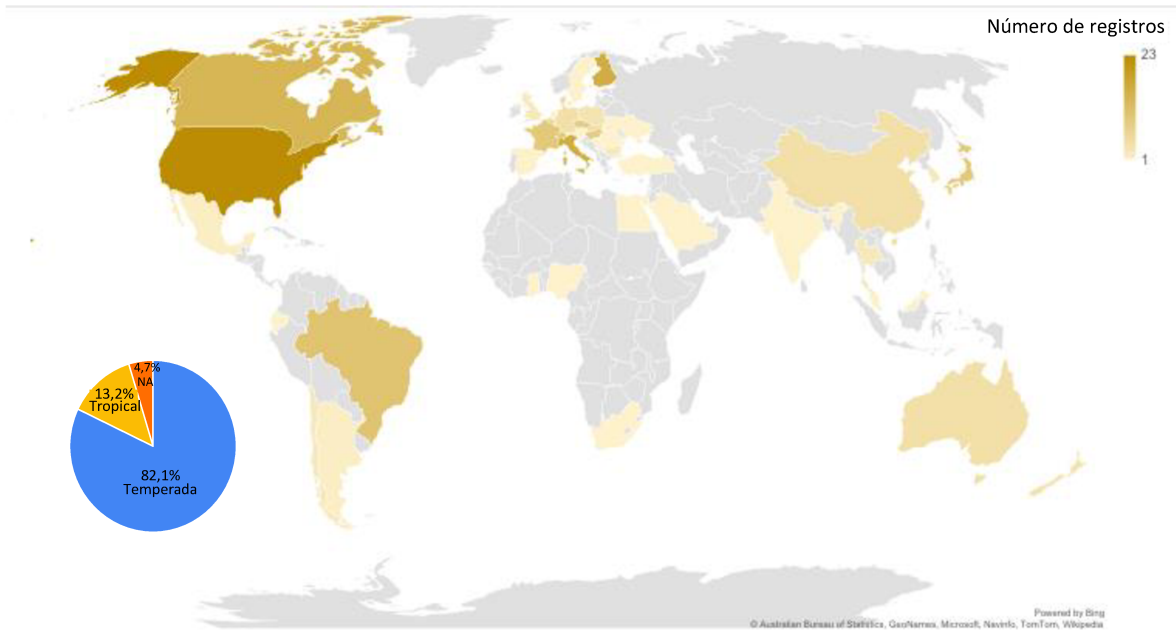


Figura 2. **A)** Número de artigos publicados entre 1978 e junho de 2020, em estudos de urbanização e besouros indexados na base de dados *Web of Science*. **B)** Mapa de distribuição mundial dos estudos (n=212) incluídos na revisão bibliográfica envolvendo insetos coleópteros e urbanização. O gráfico de tortas representa a porcentagem de estudos na região temperada (82.1%), na região tropical (13.2%) e NA indica estudos em que não foi possível identificar a região.

Em relação à duração dos trabalhos, 71,2% dos estudos foram realizados em um período curto, por até dois anos, (n=151), já 7,1% dos estudos demandaram mais de 2 anos para serem concluídos (n=15 artigos). Em 21,7% dos trabalhos esta informação não estava disponível ou não era relevante para o tipo de estudo (n=46) (Fig. 3A). Em relação à metodologia empregada 57,1% dos trabalhos avaliaram os besouros ao longo de um gradiente de urbanização (n=121) e em 89 estudos a metodologia empregada não envolvia um gradiente de urbanização definido (42% dos estudos). Entretanto, essa informação sobre a escala de condução do estudo em relação à urbanização não estava disponível em 0,9% dos artigos (n=2).

Dentro da ordem Coleoptera, a família Carabidae foi a mais recorrente nos estudos avaliados, identificada em 39,7% dos artigos (n=98), seguida por Coccinellidae, que representou 6,1% dos estudos (n=15). Outras famílias presentes, mas menos recorrentes nos estudos foram Staphylinidae, Tenebrionidae e Scarabaeidae com 4,0% (n=10 estudos), 3,6% (n=9) e 3,2% (n=8), respectivamente. Em 21,1% dos trabalhos, entretanto, as famílias não foram identificadas (n=52) e em 4,0% dos estudos as famílias não foram informadas devido ao grande número de famílias presentes no estudo (n=10) (Fig. 3B). O principal foco dos estudos presentes nesta análise bibliométrica foi a avaliação da biodiversidade de besouros frente à urbanização, com quase 80% dos artigos agrupados dentro desta categoria (n=181, Fig. 3C). As interações ecológicas, a conservação da biodiversidade e o manejo de áreas urbanas também foram o foco de alguns trabalhos, contabilizando 6,5% (n=15 estudos), 6,1% (n=14 estudos) e 5,2% (n=12) respectivamente. As demais categorias apresentaram poucos estudos, sendo apenas 2,2% para avaliar processos ecossistêmicos nas cidades (n=5) e 1,3% para avaliar o monitoramento populacional (n=3).

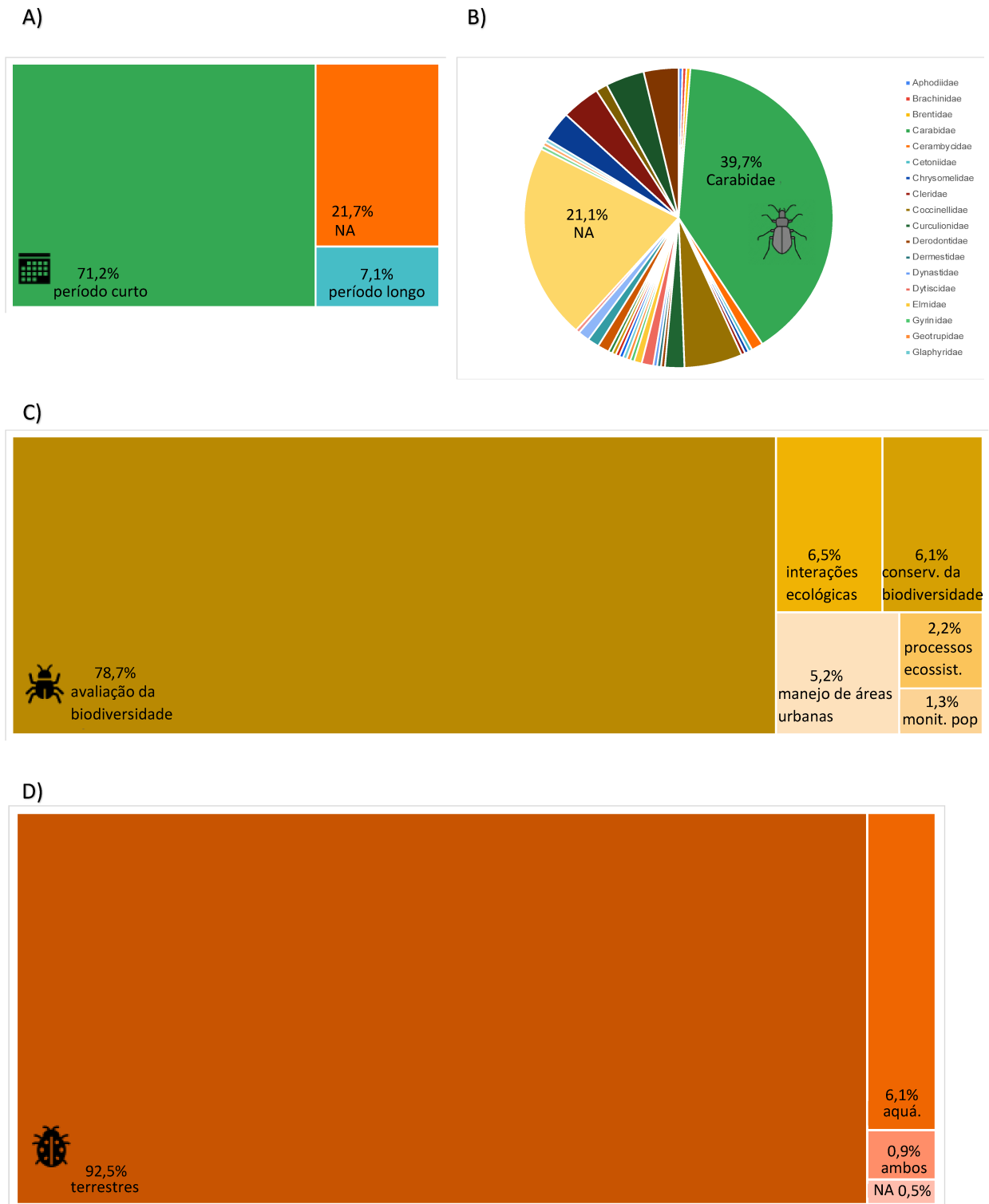


Figura 3. **A)** Tempo de duração dos estudos, onde “período curto” corresponde àqueles trabalhos que demandaram menos de 2 anos para serem concluídos e “período longo” para aqueles que demandaram mais de dois anos. “NA” não disponível ou não se aplica. **B)** Distribuição das famílias de besouros entre os estudos avaliados. Estudos foram classificados como “NA” quando as famílias não estavam disponíveis e “several” quando apresentavam mais de 10 famílias. Nem todas as famílias são mostradas na figura. **C)** Classificação dos estudos de acordo com o foco principal do artigo em categorias: avaliação da biodiversidade, conservação da biodiversidade, interações ecológicas, manejo de áreas urbanas, monitoramento populacional e processos ecossistêmicos. **D)** Habitats em que os estudos com coleópteros foram realizados. Em todas as figuras, os retângulos de tamanhos diferentes são proporcionais à representação de cada categoria em termos de porcentagem.

Cerca de 87% dos trabalhos (n=185) focaram em avaliar as respostas da comunidade de coleópteros, enquanto respostas populacionais foram avaliadas em aproximadamente 11% dos trabalhos (n=25). Em 0,5% dos artigos (n=1) as respostas da comunidade e as respostas populacionais foram avaliadas conjuntamente e em 0,5% dos trabalhos (n=1) não foi possível acessar esta informação. A imensa maioria dos trabalhos se concentrou em espécies terrestres (92,5%, n=196 estudos), enquanto indivíduos aquáticos foram o foco em apenas 6,1% dos artigos (n=13). Apenas 0,9% dos trabalhos (n=2) consideraram ambos os habitats e em 0,5% dos estudos analisados esta informação não estava disponível (n=1) (Fig. 3D). Em 61,8% dos artigos, indivíduos pertencentes a ordem Coleoptera foram o único foco do estudo (n=131), já em 17% dos trabalhos coleópteros foram avaliados juntamente com organismos de uma ou mais ordens de insetos, plantas, aves e artrópodes (n=36). Já 21,2% dos artigos não tinham coleópteros como foco principal do estudo (n=45).

Dentre as variáveis amostradas nas comunidades de besouros nas cidades, os parâmetros avaliados mais frequentes estavam relacionados à estrutura da comunidade de coleópteros como por exemplo, a abundância (27%, n=149 estudos), riqueza (26,3%, n=145 estudos), diversidade (8,5%, n=47 estudos) e composição específica (7,6%, n=42 estudos). Parâmetros ligados às características morfológicas e da história de vida foram avaliados em 6,2% (n=34 estudos) e 4,5% (n=25 estudos) dos artigos.

Meta-Análise

Nós identificamos 32 estudos, publicados entre 2002 e 2020 que atenderam aos nossos critérios de inclusão e geraram 70 comparações independentes dos efeitos da urbanização nas comunidades de besouros (Apêndice 1). Esses estudos foram desenvolvidos em 21 países (Fig. 4A), separados por mais de 90 graus de latitude norte (Finlândia) e sul (Argentina). A maioria dos estudos (64%) foi realizado na escala regional da paisagem, comparando gradientes que contrastaram áreas urbanas *versus* rurais em quase metade (48.6%) dos estudos. Estudos que compararam áreas urbanas e suburbanas ou ambientes altamente urbanizados contrastados com ambientes menos urbanizados representaram menos de 15% dos estudos avaliados (Fig. 4B). A grande maioria dos estudos não forneceu nenhuma resolução taxonômica dos besouros avaliados em nível de família e em quase 60% dos estudos as medidas de riqueza e diversidade foram apresentadas para morfoespécies. Carabidae foi o grupo mais bem representado em nossa base de dados (Fig. 4C).

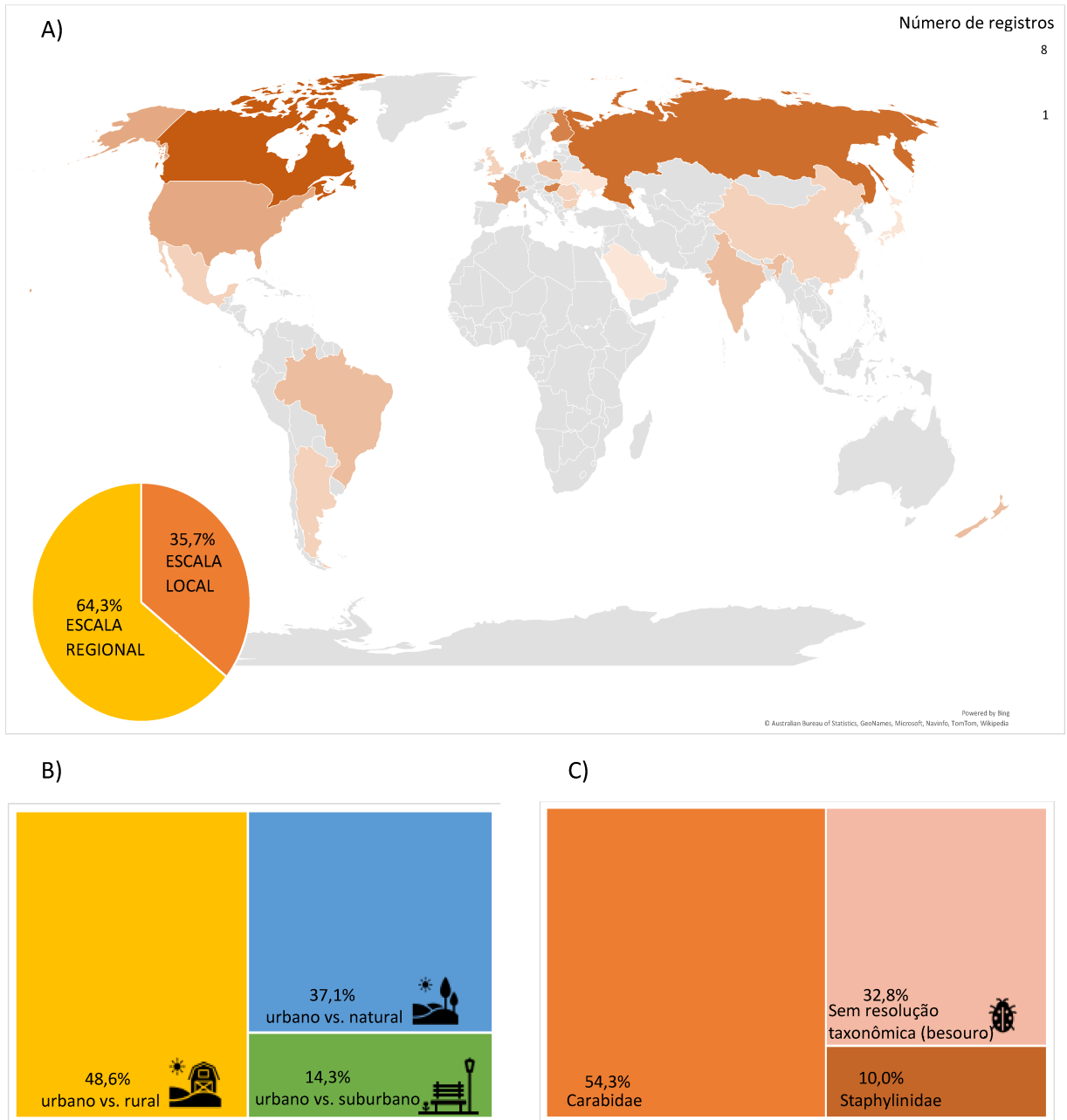


Figura 4. **A)** Distribuição dos estudos de urbanização e besouros usados na meta-análise, indicando o número de estudos e/o comparações em cada país, conforme registrado nos estudos primários. O gráfico de tortas indica a porcentagem de estudos na escala regional (64.3%) e na escala local (35.7%). Veja texto para as definições de local e regional. **B)** Distribuição dos estudos usados na meta-análise de acordo com o tipo de gradiente urbano usado nas comparações de dados das comunidades de besouros. **C)** Porcentagem das famílias identificadas nos estudos e a porcentagem de trabalhos que não disponibilizaram uma resolução taxonômica em nível de família.

Observou-se um efeito forte e negativo da urbanização nas medidas de riqueza e diversidade de besouros. Houve uma redução significativa no número de espécies de besouros em áreas urbanas comparadas às áreas controle ou referência (Fig. 5) indicando um decréscimo forte e significativo nas medidas de riqueza e diversidade de besouros nas cidades. Modelos

multiníveis indicaram heterogeneidade entre os estudos na base de dados ($Q=781.34$, $P<0.001$). Entretanto, a redução na diversidade de espécies causada pela urbanização foi significativamente maior que a redução na riqueza de espécies de besouros nas cidades ($Q_b=7.97$, $P=0.018$, Figura 5).

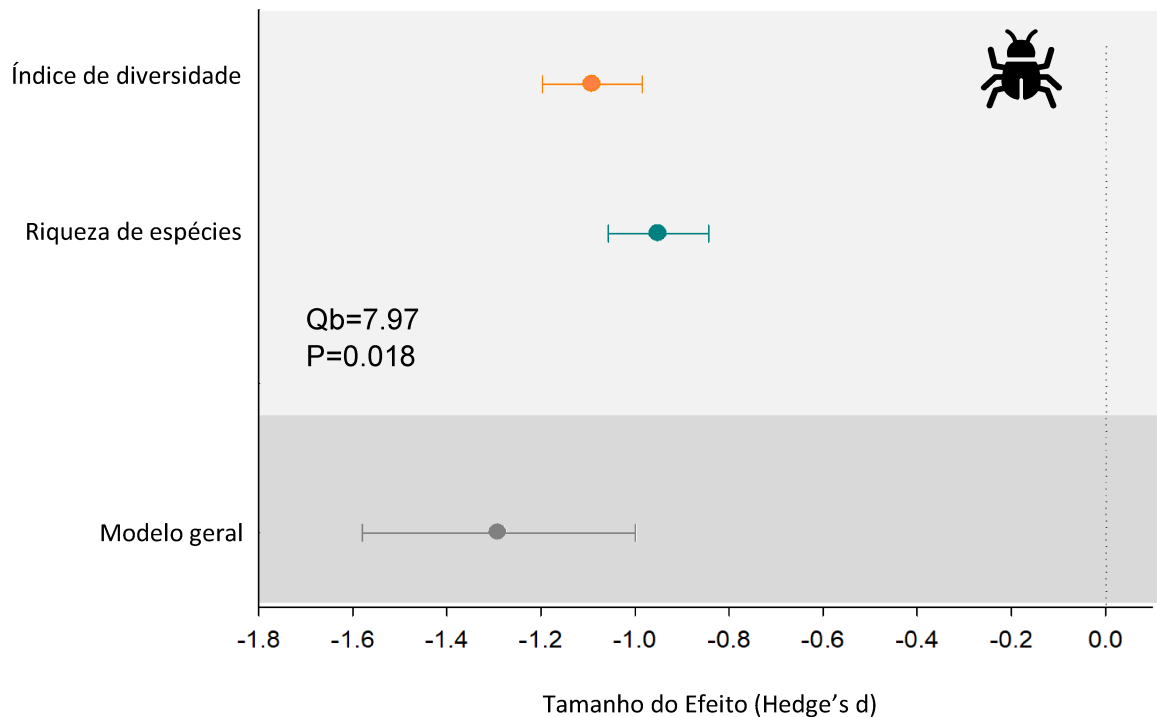


Figura 5. Modelo geral do efeito da urbanização sobre as comunidades de besouros (caixa cinza em destaque) e modelo misto hierárquico indicando efeitos da urbanização nos parâmetros riqueza de espécies (azul) e índices de diversidade (laranja). Os círculos representam o efeito médio e as linhas indicam os intervalos de confiança. Os efeitos são significativos quando os intervalos de confiança não se sobrepõem ao zero, indicado pela linha tracejada. Os valores de Q_b indicam a heterogeneidade entre os diferentes grupos de moderadores e $\alpha=5\%$.

Modelos hierárquicos categóricos indicaram redução similar na riqueza e diversidade de besouros em ambas as escalas local e regional (Fig. 6), mas a redução nos componentes das comunidades de besouros foi maior para os gradientes comparando áreas urbanas vs. preservadas ($E_{++}=-3.20$, $IC=-2.9$ a -4.22), comparado a áreas urbanas vs. rurais ($E_{++}=-1.67$, $IC=-1.4$ a -2.21). O menor impacto da urbanização foi observado nas áreas urbanas e suburbanas na escala local ($Q_b=7.6$, $P=0.005$).

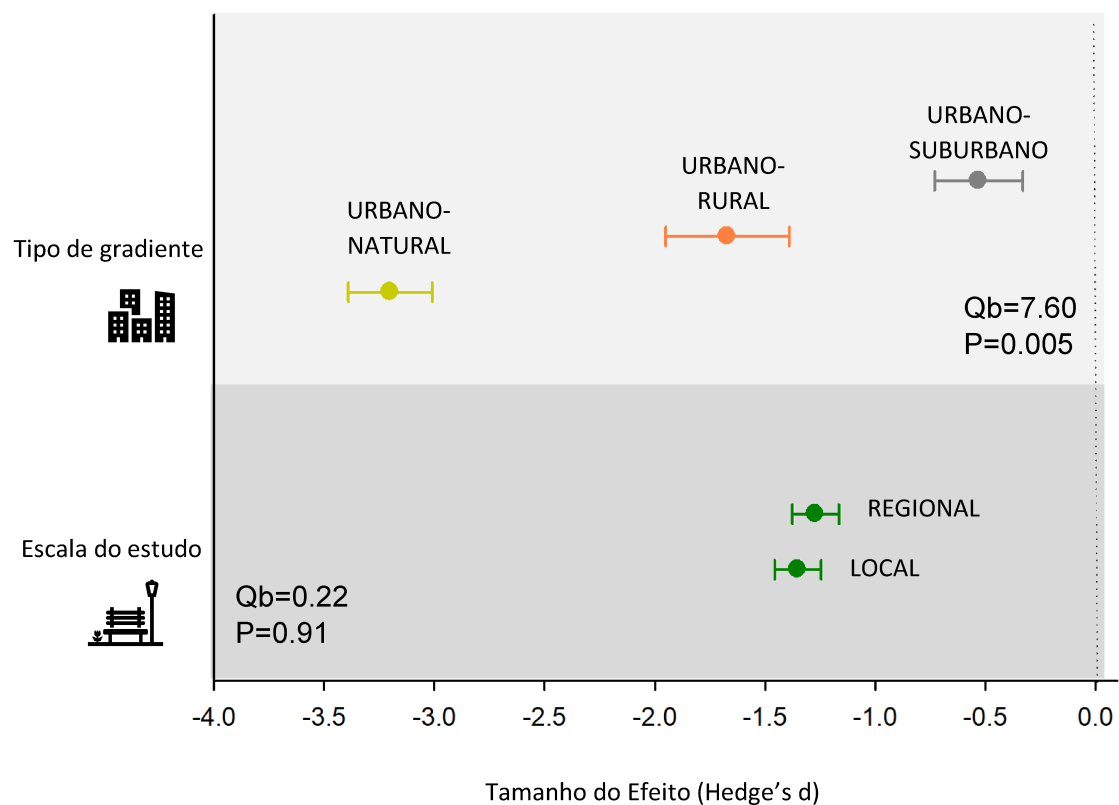


Figura 6. Modelo misto hierárquico indicando efeitos da urbanização nos parâmetros riqueza de espécies e diversidade de espécies considerando-se os moderadores escala do estudo (parte inferior do painel) e o tipo de gradiente (parte superior do painel). Os círculos representam o efeito médio e as linhas indicam os intervalos de confiança. Os efeitos são significativos quando os intervalos de confiança não se sobrepõem ao zero, indicado pela linha tracejada. Os valores de Qb indicam a heterogeneidade entre os diferentes grupos de moderadores e $\alpha=5\%$.

Os números de segurança foram altos para todas as comparações em todos os modelos (Apêndice 2), indicando a robustez dos resultados encontrados. Combinados aos gráficos em forma de funil esses resultados indicam a robustez dos efeitos encontrados para a urbanização nas comunidades de besouros.

4. Discussão

A urbanização é considerada uma das principais ameaças à biodiversidade e seus efeitos ameaçam globalmente as comunidades biológicas (Elmqvist *et al.*, 2016; Fenoglio *et al.*, 2020). Ao quantificar os efeitos dos ambientes urbanos nos besouros, nossos resultados indicam que a urbanização reduziu fortemente a riqueza e a diversidade de besouros em áreas urbanas quando comparada com áreas preservadas, confirmando nossa previsão dos efeitos negativos da urbanização em parâmetros das comunidades de coleópteros. Meta-análises anteriores com esse

grupo indicaram redução da riqueza de espécies de besouros em áreas urbanas (Martinson & Raupp, 2013) e reduções gerais na abundância e diversidade de vários grupos de artrópodes, incluindo besouros, em ambientes mais urbanizados (Martinson & Raupp, 2013; Fenoglio *et al.* 2020). Por serem um grupo extremamente abundante e diverso dentre os insetos, os besouros são responsáveis pelo fornecimento de inúmeros serviços ecossistêmicos, incluindo a polinização de algumas espécies de plantas (e.g., Gottsberger *et al.*, 1977; Costa *et al.*, 2017), o controle biológico via predação (Rondoni *et al.*, 2021) e a decomposição e ciclagem de nutrientes (Maldonado *et al.*, 2019; Stanbrook *et al.*, 2021). Dessa forma, a redução na riqueza e diversidade de espécies de besouros com o avanço da urbanização e mudanças na composição específica ao longo de gradientes de urbanização têm o potencial de colocar em risco processos e serviços ecossistêmicos importantes nas cidades e conseqüentemente essenciais para a saúde e bem-estar humano.

Alguns fatores são sugeridos como responsáveis por tais mudanças nas comunidades de besouros em ambientes urbanos, como por exemplo a degradação da paisagem urbana (McKinney, 2008; Martinson & Raupp, 2013), a perda de habitats naturais (Bennett & Gratton, 2012) e a baixa conectividade entre os habitats (Fenoglio *et al.*, 2020) na escala da paisagem. Em escalas locais, mudanças nas condições abióticas como a temperatura do ar e do solo (Chapman *et al.*, 2017) e a radiação solar (Du *et al.*, 2019), além de mudanças na disponibilidade de recursos como alimento e abrigo, podem tornar áreas urbanas inabitáveis para espécies que não são capazes de tolerar e/ou se adaptar a tais mudanças (Elmqvist *et al.* 2013). O crescente aumento da poluição luminosa nas cidades, por exemplo, pode ser uma das causas do declínio da riqueza e diversidade de espécies de besouros. Luzes artificiais podem desorientar espécies noturnas e crepusculares, o que pode afetar diretamente no seu forrageamento, reprodução, migração e comunicação (Longcore & Rich, 2004; Owens & Lewis, 2018; Owens *et al.*, 2019), além da fuga de predadores insetívoros.

A maioria dos estudos incluídos na nossa meta-análise investigaram as respostas dos besouros em escalas da paisagem, o que permite avaliar mudanças nas comunidades ao longo de gradientes ambientais como a redução da cobertura vegetal e o aumento da cobertura de superfícies impermeáveis, com o aumento da urbanização. Áreas rurais, entretanto, ainda sustentam maior número de espécies que áreas completamente urbanizadas (Fenoglio *et al.* 2020) e fatores locais devem ser avaliados para entender a chegada e a persistência de espécies nas cidades. Enquanto os fatores da paisagem, como a conectividade e a permeabilidade da matriz no entorno das áreas naturais e no entorno das áreas urbanas, influenciam a dispersão

das espécies (Beninde, Veith & Hochkirch, 2015), fatores locais geralmente determinam a adequação do habitat para a sobrevivência dos indivíduos. Besouros são insetos com relativa baixa mobilidade, o que pode ser uma das causas do declínio da riqueza e diversidade nas áreas urbanas, já que poucas espécies seriam capazes de se dispersar e encontrar condições adequadas para permanecer nesses novos ecossistemas. Apesar dos nossos modelos indicarem diminuição similar na riqueza e diversidade de besouros, a redução foi mais forte para medidas de diversidade quando comparada com medidas de riqueza. Nossos modelos também indicaram redução similar na riqueza e diversidade de besouros devido a urbanização em ambas as escalas, local e regional. Processos em múltiplas escalas espaciais moldam os ecossistemas urbanos (Fournier, Frey & Moretti, 2019) e a detecção de mudanças nas comunidades em escalas distintas, como no nosso estudo, permite avaliar como diferentes fatores operam em diferentes escalas.

O número de estudos envolvendo a relação entre áreas urbanas e besouros cresceu ao longo dos últimos anos e algumas tentativas de síntese dos efeitos da urbanização nas comunidades biológicas foram realizadas para artrópodes (Fenoglio *et al.*, 2020) e especificamente para besouros carabeídeos (Martinson & Raupp, 2013). O aumento de pesquisas relacionadas à ecologia urbana e insetos coleópteros ocorreu principalmente após os anos 2000, com mais de 95% dos artigos publicados após este período. Esse aumento pode ser reflexo da publicação de uma revisão (ver McIntyre, 2000) que convocou os pesquisadores a estudarem os efeitos do processo da urbanização nas comunidades de insetos. Outra causa do aumento do número de publicações pode ser a crescente preocupação da comunidade científica com a perda de espécies de insetos - e seus serviços ecossistêmicos associados - que vem ocorrendo ao longo dos últimos anos. Estudos estimam que já ocorreram cerca de 44 mil extinções de espécies de insetos nos últimos 600 anos (Dunn, 2005; Montgomery *et al.*, 2020), sendo as mudanças no uso da terra uma das principais causas do declínio atual de espécies de artrópodes (Kehoe *et al.*, 2020). Nesse sentido, a investigação das comunidades biológicas em centros urbanos é importante para a compreensão dos impactos desta perturbação antrópica na biodiversidade urbana e no planejamento de medidas que minimizem seus efeitos negativos, possibilitando a manutenção da biodiversidade local e regional.

Apesar do aumento no número de estudos, dados dos efeitos da urbanização nas comunidades de insetos indicam que os estudos estão concentrados em poucos países e regiões. Quase 10% dos estudos foram realizados em apenas um único país (EUA) e a concentração de estudos em poucas regiões traz um viés biogeográfico e taxonômico. A maioria das pesquisas

com espécies terrestres e aquáticas foram realizadas na região temperada, especialmente nos Estados Unidos e noroeste da Europa (Clarke *et al.*, 2017), enquanto regiões altamente biodiversas e ameaçadas permanecem negligenciadas (Tydecks *et al.*, 2018). Torna-se necessária uma ampliação urgente dos estudos envolvendo áreas urbanas e diferentes grupos de espécies para outros países, com destaque para os países tropicais, onde a perda de espécies é acelerada devido a mudanças acentuadas no desenvolvimento urbano (Angeolotto *et al.*, 2022). Nossos resultados mostraram que apenas 13,2% dos artigos foram realizados na região tropical, mas sabe-se que florestas tropicais, por exemplo, abrigam grande parte da biodiversidade já descrita (Pimm & Raven, 2000; Gardner *et al.*, 2009; Gibson *et al.*, 2011) e 16 dos 25 *hotspots* de biodiversidade (Myers *et al.*, 2000). O menor número de estudos nos trópicos pode ser reflexo das dificuldades logísticas relacionadas a alta riqueza de espécies, complexidade estrutural das comunidades tropicais (Clarke *et al.*, 2017) e do baixo investimento em pesquisas dos países da região tropical. Considerando seu *status* de ecossistema altamente diverso e ameaçado pela expansão urbana, resultados advindos de estudos científicos podem auxiliar no planejamento urbano e na conservação das espécies tropicais.

A maioria dos estudos presente em nossa base de dados sobre os efeitos da urbanização em besouros foi realizada em curtos períodos, comumente em menos de dois anos. Para Hughes *et al.* (2017) estudos ecológicos de longo prazo são essenciais para identificar e compreender as consequências ecológicas decorrentes das mudanças ambientais e do crescimento da população humana. Além disso, por meio de estudos longos é possível indicar o nível de vulnerabilidade de espécies específicas (Lindenmayer *et al.*, 2012), identificar e resolver questões ambientais em escalas regionais e globais (Franklin, 1989) e aprofundar em fenômenos e tendências que não são identificáveis em estudos de curto prazo (Lindenmayer *et al.*, 2012). Entretanto, devido à falta de financiamento, pesquisas com longos períodos de duração não são frequentes, prejudicando assim o avanço científico do entendimento das mudanças causadas pela urbanização nas comunidades biológicas, especialmente em países da região tropical que já apresentam um déficit de pesquisas quando comparados com países da região temperada.

Nossos resultados indicam que a maior parte das pesquisas foram voltadas para a análise da biodiversidade e poucos trabalhos focaram em práticas de manejo das áreas urbanas, apesar da sua grande importância para a manutenção dos ecossistemas urbanos. Dentre as práticas de manejo presentes nos estudos levantados, destacamos a criação e a manutenção de telhados verdes. Também chamados de telhados vivos ou com vegetação, são estruturas benéficas para

as edificações já que a adição de vegetação e solo na superfície dos telhados de prédios pode diminuir o seu consumo energético e auxiliar no escoamento de águas pluviais (Oberndorfer *et al.*, 2007). Ainda, tetos verdes podem proporcionar valores estéticos, recreativos e ecológicos através da provisão de abrigo para várias espécies (Madre *et al.*, 2013) e a conectividade entre áreas verdes urbanas (Pétremand *et al.*, 2018). Embora possam ser utilizados como uma forma de mitigar os impactos das construções urbanas, poucos estudos foram realizados com insetos nessas estruturas verdes das cidades. Para besouros, estudos indicam que telhados verdes abrigam riquezas significativas de espécies (Kyro *et al.*, 2018), sendo que características locais, como a estrutura da vegetação (Madre *et al.*, 2013; Braaker *et al.*, 2017; Kyro *et al.*, 2018) e características das espécies, como a capacidade de dispersão (Braaker *et al.*, 2014; Bergeron, Pinzon & Spence, 2018; Kyro *et al.*, 2018), são consideradas filtros moduladores da biodiversidade local.

Dentre os estudos incluídos na revisão qualitativa, quase metade envolvia espécies da família Carabidae. Resultado semelhante também foi encontrado na nossa meta-análise, com a família Carabidae representando o grupo mais estudado dentre os artigos revisados. Besouros carabédeos constituem a terceira família mais numerosa da ordem Coleoptera (Lövei & Suderland, 1996) ocupando vários nichos ecológicos. Esses besouros são frequentemente usados como bioindicadores (Ghannem, Touaylia & Boumaiza, 2017) por serem sensíveis a mudanças ambientais, apresentarem taxonomia bem conhecida, fácil amostragem e identificação (Lehmitz *et al.*, 2020). Essas características podem justificar a sua prevalência na maioria dos trabalhos incluídos na nossa revisão qualitativa e meta-análise.

Apesar de inúmeras fontes de variação e intensidade dos efeitos da conversão de áreas naturais em centros urbanos, os efeitos negativos da urbanização nas comunidades biológicas estão estabelecidos para alguns grupos de invertebrados, como os insetos (Fenoglio *et al.*, 2020, Cornelissen *et al.* 2021). Para esse grupo, há evidências claras também do seu declínio global em diversos habitats (veja revisões em Van Klink *et al.*, 2020, Wagner *et al.*, 2021, Raven & Wagner, 2021). Inúmeras razões têm sido levantadas para tal declínio global de insetos incluindo i) mudanças no uso da terra, ii) poluição, iii) invasões biológicas e iv) mudanças climáticas globais. As mudanças governadas pela conversão de áreas de vegetação natural em áreas urbanas englobam todas essas causas, uma vez que i) as cidades são marcadas pela fragmentação de habitats e mudanças na sua qualidade, ii) a presença de poluição sonora, luminosa e química é marcante nas cidades comparadas às áreas verdes e/ou rurais, iii) há um grande registro de espécies exóticas nas cidades, muitas vezes usadas em projetos paisagísticos

e de ornamentação e iv) cidades são marcadas por mudanças acentuadas na temperatura do ar, radiação solar e regimes de precipitação devido à impermeabilização de suas superfícies, gerando assim ilhas de calor. Nossos resultados mostram que besouros respondem à essas mudanças causadas pela urbanização nas escalas locais (cidades) e regionais (paisagem), com redução marcante na riqueza e diversidade de espécies, o que pode levar a mudanças na estrutura das comunidades biológicas, perda de interações ecológicas como a herbivoria, a predação e a polinização e a consequente ameaça à serviços ecossistêmicos desempenhados por esse grupo.

Referências

ANGEOLETTO, F.; TRYJANOWSKI, P.; FELLOWES, M. (eds) **Ecology of tropical cities: natural and social sciences applied to the conservation of urban biodiversity**. Springer, Cham. *In Press*, 2022.

ARONSON M. F. J.; LA SORTE, F. A.; NILON, C. H. et al. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. **Proceedings of the Royal Society**, v. 281, n. 1780, 2014. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.3330>

AVONDET, J. L.; BLAIR, R. B.; BERG, D. J.; EBBERT, M. A. *Drosophila* (Diptera: Drosophilidae) response to changes in ecological parameters across an urban gradient. **Environmental Entomology**, v. 32, n. 2, p. 347-358, 2003.

BAKER, P. J.; ANSELL, R. J.; DODDS, P. A. A.; WEBBER, C. E.; HARRIS, S. Factors affecting the distribution of small mammals in an urban area. **Mammal Review**, v. 33, n. 1, p. 95-100, 2003.

BALDOCK, K. C. et al. Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. **Proceedings of the Royal Society**, v. 282, n. 1803, 2015. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.2849>

BENINDE, J.; VEITH, M.; HOCHKIRCH, A. Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. **Ecology Letters**, v. 18, n. 6, p. 581-592, 2015. doi:10.1111/ele.12427

BENNETT, A. B.; GRATTON, C. Local and landscape scale variables impact parasitoid assemblages across an urbanization gradient. **Landscape Urban Planning**, v. 104, n. 1, p. 26-33, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.09.007>

BERGERON, J. A.; PINZON, J.; SPENCE, J. Carabid and spider population dynamics on urban green roofs. **Zoosymposia**, v. 12, p. 69-89, 2018.

BRAAKER, S.; GHAZOUL, J.; OBRIST, M. K.; MORETTI, M. Habitat connectivity shapes urban arthropod communities: the key role of green roofs. **Ecology**, v. 95, n. 4, p. 1010-1021, 2014.

BRAAKER, S.; OBRIST, K. M.; GHAZOUL, J.; MORETTI, M. Habitat connectivity and local conditions shape taxonomic and functional diversity of arthropods on green roofs. **Journal of Animal Ecology**, v. 86, n. 3, p. 521-531, 2017. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12648>

CHAPMAN, S.; WATSON, J. E. M.; SALAZAR, A.; THATCHER, M.; MCALPINE, C. A. The impact of urbanization and climate change on urban temperatures: a systematic review. **Landscape Ecology**, v. 32, n. 10, p. 1921-1935, 2017.

CLARKE, D. A.; YORK, P. H. Y.; RASHEED, M. A.; NORTHFIELD, T. D. Does biodiversity-ecosystem function literature neglect tropical ecosystems? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 32, n. 5, p. 320-323, 2017.

CORNELISSEN, T. G. LOURENÇO, G. L.; COSTA, F. P. et al. Insects in the city: patterns of biodiversity, interactions and ecosystem services in urban green areas. In: ANGEOLETTO, F.; TRYJANOWSKI, P.; FELLOWES, M. **Ecology of tropical cities: natural and social sciences applied to the conservation of urban biodiversity**. (eds). Springer, Cham. In Press, 2022.

COSTA, M.S.; SILVA, R. J.; PAULINO-NETO, H. F.; PEREIRA, M. J. B. Beetle pollination and flowering rhythm of *Annona coriacea* Mart. (Annonaceae) in Brazilian cerrado: Behavioral features of its principal pollinators. **Plos One**, v. 12, n. 2, 2017. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171092>

CRESSWELL, W.; KAZEHI, N. W.; PATCHETT, R. Local human population increase in the non-breeding areas of long-distance migrant bird species is only weakly associated with their declines, even for synanthropic species. **Diversity and Distributions**, v. 26, n. 2 p. 340-351, 2020.

CZECH B.; KRAUSMAN, P. R.; DEVERS, P. K. Economic associations among causes of species endangerment in the United States. **BioScience**, v. 50, n. 7, p. 593-601, 2000. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0593:EAACOS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0593:EAACOS]2.0.CO;2)

DUI, J.; WANG, K.; JIANG, S. et al. Urban dry island effect mitigated urbanization effect on observed warming in China. **Journal of Climate**, v. 32, n. 18, p. 5705-5723, 2019.

DUNN, R. R. Modern insect extinctions, the neglected majority. **Conservation Biology**, v. 19, n. 4, p. 1030-1036, 2005. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00078.x>

ELMQVIST, T.; ZIPPERER, W.; GÜNERALP, B. Urbanisation, habitat loss, biodiversity decline: Solution pathways to break the cycle. In: SETA, K; SOLECKI, W. D.; GRIFFITH, C. A. **Routledge handbook of urbanisation and global environmental change**. (eds.). London and New York: Routledge, 2016, chapter 10, p. 139-151.

FAETH, S. H.; BANG, C.; SAARI, S. Urban biodiversity: Patterns and mechanisms. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v.1223, n. 1, p. 69-81, 2011. DOI: [10.1111/j.1749-6632.2010.05925.x](https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05925.x)

FATTORINI, S. Insect extinction by urbanization: a long term study in Rome. **Biological Conservation**, v. 144, n. 1, p. 370-375, 2011.

FENOGLIO, M. S.; ROSSETTI, M. R.; VIDELA, M. Negative effects of urbanization on terrestrial arthropod communities: A meta-analysis. **Global Ecology and Biogeography**, v. 29, n. 8, p. 1412-1429, 2020.

FENOGLIO, M. S.; CALVIÑO, A.; GONZÁLEZ, E.; SALVO A.; VIDELA, M. Urbanisation drivers and underlying mechanisms of terrestrial insect diversity loss in cities. **Ecological Entomology**, v. 46, n. 4, p. 757-771, 2021. DOI: [10.1111/een.13041](https://doi.org/10.1111/een.13041)

FONTANA, C. S.; BURGER, M. I.; MAGNUSSON, W. E. Bird diversity in a subtropical South-American City: effects of noise levels, arborisation and human population density. **Urban Ecosystems**, 14, 341–360, 2011. DOI [10.1007/s11252-011-0156-9](https://doi.org/10.1007/s11252-011-0156-9)

FOURNIER, B.; FREY, D.; MORETTI, M. The origin of urban communities: From the regional species pool to community assemblages in city, **Journal of Biogeography**, v. 47, n. 3, p. 615-629, 2020.

FRANKLIN, J. F. Importance and justification of long-term studies in ecology. In: LIKENS G. E. **Long-term studies in ecology**. (eds) New York: Springer, 1989, chapter 1, p. 3-19. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-7358-6_1

FRENCH, S. S.; WEBB, A. C.; HUDSON, S. B; VIRGIN, E. E. Town and country reptiles: a review of reptilian responses to urbanization, **Integrative and Comparative Biology**, v. 58, n. 5, p. 948-966, nov. 2018. <https://doi.org/10.1093/icb/icy052>

GARCÍA-NIETO, A. P. et al. Impacts of urbanization around Mediterranean cities: changes in ecosystem service supply. **Ecological Indicators**, v. 91, p. 589-606, 2018.

GARDNER, T.A.; BARLOW, J.; CHAZDON, R.; EWERS, R. M.; HARVEY, C. A.; PERES, C. A.; SODHI, N. S. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology Letters**, v. 12, n. 6, p. 561-82, jun. 2009. doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01294.x.

GHANNEM, S.; TOUAYLIA, S.; BOUMAIZA, M. Beetles (Insecta: Coleoptera) as bioindicators of the assessment of environmental pollution. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 24, n. 2, p. 456-464, 2018.

GIBSON, L.; LEE, T. M.; KOH, L. P. et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, n. 478, p. 378-381, 2011. <https://doi.org/10.1038/nature10425>

GOTTSBERGER, G. Some aspects of beetle pollination in the evolution of flowering plants. In: KUBITZKI, K. **Flowering Plants**. (eds) Plant Systematics and Evolution / Entwicklungsgeschichte und Systematik der Pflanzen, v. 1, Vienna: Springer. p. 211-226, 1977. https://doi.org/10.1007/978-3-7091-7076-2_14

GUREVITCH, J.; HEDGES, L. V. Statistical issues in conducting ecological meta-analyses. **Ecology**, v. 80, n. 4, p. 1142-1149, 1999.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 1, 2015. DOI: 10.1126/sciadv.1500052

HEDGES, L. V.; GUREVITCH, J.; CURTIS, P. S. (1999). The meta-analysis of response ratios in experimental ecology. **Ecology**, v. 80, n. 4, p. 1150-1156, 1999. <http://www.jstor.org/stable/177062?origin=JSTOR-pdf>.

HOLKER, F.; WOLTER, C.; PERKIN, E. K.; TOCKNER, K. Light pollution as a biodiversity threat. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 25, n. 12, p. 681-682, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.09.007>

HUGHES, BEAS-LUNA, R.; BARNER, A. K. et al. Long-term studies contribute disproportionately to ecology and policy. **BioScience**, v. 67, n. 3, p. 271-281, 2017.

JONES, E. L.; LEATHER, S. R. Invertebrates in urban areas: A review. **European Journal of Entomology**, v. 109, n. 4, p. 463-478, 2012.

KEHOE, R.; FRAGO, E.; SANDERS, D. Cascading extinctions as a hidden driver of insect decline. **Ecological Entomology**, v. 46, n. 4, p. 743–756, 2021. <https://doi.org/10.1111/een.12985>

KIM, H. H. Urban heat-island. **International Journal of Remote Sensing**, v. 13, n. 12, 1992. <https://doi.org/10.1080/01431169208904271>

KORASAKI, V.; LOPES, J.; BROWN, G. G.; LOUZADA, J. Using dung beetles to evaluate the effects of urbanization on Atlantic Forest biodiversity. **Insect Science**, v. 20, n. 3, p. 393-406, 2013. DOI 10.1111/j.1744-7917.2012.01509.x

KORICHEVA, J.; GUREVITCH, J.; MENGERSEN, K. (eds) **Handbook of meta-analysis in ecology and evolution**. Princeton University Press, 2013. <http://www.jstor.org/stable/j.ctt24hq6n>.

KYRÖ, K.; BRENNEISEN, S.; KOTZE, D. J.; SZALLIES, A.; GERNER, M.; LEHVÄVIRTA, S. Local habitat characteristics have a stronger effect than the surrounding urban landscape on beetle communities on green roofs. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 29, p. 122–130, 2018.

LEHMITZ, R.; HAASE, H.; OTTE, V.; RUSSELL, D. Bioindication in peatlands by means of multi-taxa indicators (Oribatida, Araneae, Carabidae, Vegetation). **Ecological Indicators**, v. 109, p. 105837, 2020.

LI, B.; CHEN, D.; WU, S.; ZHOU, S.; WANG, T.; CHEN, H. Spatio-temporal assessment of urbanization impacts on ecosystem services: case study of Nanjing City, China. **Ecological Indicators**, v. 71, p. 416-427, 2016.

LINDENMAYER, D. B.; LIKENS, G. E.; ANDERSEN, A. et al. Value of long-term ecological studies. **Austral Ecology**, v. 37, n. 7, p. 745-757, 2012.

LONGCORE, T.; RICH, C. Ecological light pollution. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, n. 4, p. 191-198, 2004.

LÖVEI, G. L.; SUNDERLAND, K. D. Ecology, and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). **Annual Review of Entomology**, v. 41, p. 231-256, 1996. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.41.010196.001311>

MADRE, F.; VERGNES, A.; MACHON, N.; CLERGEAU, P. A comparison of 3 types of green roof as habitats for arthropods. **Ecological Engineering**, v. 57, p. 109-117, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.029>

MAGURA, T.; LÖVEI, G. L.; TÓTHMÉRÉSZ, B. Does urbanization decrease diversity in ground beetle (Carabidae) assemblages? **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, p. 16–26, 2010.

MAKEEVA, V. M.; BELOKON, M. M.; SMUROV, A. V. Genourbanology as the basis for stable biodiversity and ecosystem conservation under global urbanization. **Biology Bulletin Reviews**, v. 133, n. 4, p. 261-273, 2013.

MALDONADO, M. B.; ARANIBAR, J. N.; SERRANO, A. M.; CHACOFF, N. P.; VAZQUEZ, D. P. Dung beetles and nutrient cycling in a dryland environment. **Catena**, v. 179, p. 66-73, 2019.

MARTINSON, H. M; RAUPP, M. J. A meta-analysis of the effects of urbanization on ground beetle communities. **Synthesis & Integration**, v. 4, n. 5, p. 1-24, 2013.

MCDONNELL, M. J.; HAHS, A. K. Adaptation and adaptedness of organisms to urban environments. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 46, p. 261-80, 2015.

MCINTYRE, N. E. Eology of urban arthropods: a review and a call to action. **Annals of the Entomological Society of America**, v. 93, n. 4, p. 825-835, 2000. [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)

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, n. 4, p. 257-274, 2001.

MCKINNEY, M. L. Urbanization, biodiversity, and conservation. **BioScience**. v. 52, n. 10, 2002.

MCKINNEY, M. L. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. **Urban Ecosystems**, v. 1, p. 161-176, 2008. DOI 10.1007/s11252-007-0045-4

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

MONTGOMERY, G. A., DUNN, R. R., FOX, R. et al. Is the insect apocalypse upon us? How to find out. **Biological Conservation**, v. 241, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108327>

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

NAKAGAWA, S.; NOBLE, D. W.; SENIOR, A. M.; LAGISZ, M. Meta-evaluation of meta-analysis: ten appraisal questions for biologists. **BMC Biology**, v. 15, n. 18, 2017. doi: 10.1186/s12915-017-0357-7.

NICHOLS, E.; SPECTOR, S.; LOUZADA, J.; LARSEN, T.; AMEZQUITA, S.; FAVILA, M. E. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. **Biological Conservation**, v. 141, p. 1461-1474, 2008

OBERNDORFER, E.; LUNDHOLM, J.; BASS, B.; COFFMAN, R. R.; DOSHI, H.; DUNNETT, N.; GAFFIN, S.; KÖHLER, M.; LIU, K. K. Y.; ROWE, B. Green roofs as urban

ecosystems: ecological structures, functions, and services. **Bioscience**, v. 57, n. 10, p. 823-833, 2007.

OWENS, A. C. S.; LEWIS, S. M. The impact of artificial light at night on nocturnal insects: A review and synthesis. **Ecology and Evolution**, v. 8, n. 22, p. 11337-11358, 2018.

OWENS, A. C. S.; COCHARD, P.; DURRANT, J. et al. Light pollution is a driver of insect declines. **Biological Conservation**, 2019. doi: 10.1016/j.biocon.2019.108259

PAGE, M. J.; MOHER, D.; BOSSUYT, P. M. et al. PRISMA 2020 explanation and elaboration: updated guidance and exemplars for reporting systematic reviews. **Research Methods and Reporting**, v. 372, n. 160, 2021a. DOI: 10.1136/bmj.n160

PAGE, M. J. MOHER, D.; FIDLES, F. M. et al. The REPRISÉ project: protocol for an evaluation of REProducibility and Replicability In Syntheses of Evidence. **Systematic Reviews**, v. 10, n. 112, 2021b. DOI <https://doi.org/10.1186/s13643-021-01670-0>

PENA, J. C. DE C.; MARTELLO, F.; RIBEIRO, M. C.; ARMITAGE, R. A.; YOUNG, R. J.; RODRIGUES, M. Street trees reduce the negative effects of urbanization on birds. **Plos One**, v. 12, n. 3, 2017. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174484>

PENG, J.; TIAN, L.; LIU, Y.; ZHAO, M.; HU, Y.; WU, J. Ecosystem services response to urbanization in metropolitan areas: thresholds identification. **Science of the Total Environment**, v. 607-608, p. 706-714, 2017.

PÉTREMAND, G; CHITTARO, Y.; BRAAKER, S.; BRENNEISEN, S.; GERNER, M.; OBRIST, M. K.; ROCHEFORT, S.; SZALLIES, A.; MORETTI, M. Ground beetle (Coleoptera: Carabidae) communities on green roofs in Switzerland: synthesis and perspectives. **Urban Ecosystems**, v. 21, p. 119-132, 2018. DOI 10.1007/s11252-017-0697-7

PIANO, E.; BONA, F.; ISAIA, M. Urbanization drivers differentially affect ground arthropod assemblages in the city of Turin (NW-Italy). **Urban Ecosystems**, v. 23, n. 3, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00937-z>

PIANO, E.; SOUFFREAU, C.; MERCKX, T. et al. Urbanization drives cross-taxon declines in abundance and diversity at multiple spatial scales. **Global Change Biology**, v. 26, n. 3, p. 1196-1211, 2020.

PICKETT, S.; CADENASSO, M. L.; GROVE, J. M.; BOONE, C. G.; GROFFMAN, P. M.; IRWIN, E.; WARREN, P. Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 3, p. 331-362, 2011.

PIMM S. L.; RAVEN P. Extinction by numbers. **Nature**, v. 403, p. 843-845, 2000.

RAINIO, J.; NIEMELA, J. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. **Biodiversity and Conservation**, v. 12, p. 487-506, 2003

RAVEN, P. H.; WAGNER, D. L. Agricultural intensification and climate change are rapidly decreasing insect biodiversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Jan 2021, v. 118, n. 2, 2021. DOI: 10.1073/pnas.2002548117

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: a language and environment for statistical computing. **R Foudation for Statistica Computing**, 2020. <http://www.r-project.org>

RODEWALD, A. D.; SHUSTACK, D. P. Consumer resource matching in urbanizing landscapes: are synanthropic species over-matching? *Ecology*, v. 89, n. 2, p. 515-521, 2008.

RONDONI, G.; BORGES, I.; COLLATZ, J. et al. Exotic ladybirds for biological control of herbivorous insects - a review. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, v. 169, n. 1, p. 6-27, 2021. doi:10.1111/eea.12963

ROSENBERG, M. S.; ADAMS, D. C.; GUREVITCH, J. MetaWin: statistical software for meta-analysis version 2.1.3.4. **Sinauer Associates**, Sunderland, 2000.

ROSENTHAL, R. The file drawer problem and tolerance for null results. **Psychological Bulletin**, v. 86, n. 3, p. 638-641, 1979. <https://doi.org/10.1037/0033-2909.86.3.638>

RUCKER, R. R.; THURMAN, W. N.; BURGETT, M. Honey bee pollination markets and the internalization of reciprocal benefits. **American Journal of Agricultural Economics**, v. 94, n. 4, p. 956-977, 2012. doi:10.1093/ajae/aas031

SÁNCHEZ-BAYO, F.; WYCKHUYS, K. A. G. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. **Biological Conservation**, v. 232, p. 8-27, 2019.

SAURA, S. The habitat amount hypothesis implies negative effects of habitat fragmentation on species richness. **Journal of Biogeography**, v. 48, n. 1, p. 11-22, 2021.

SAYERS, T. D. J.; STEINBAUER, M. J.; MILLER, R. Visitor or vector? The extent of rove beetle (Coleoptera: Staphylinidae) pollination and flora interactions. **Arthropod-Plant Interactions**, v. 13, n. 5, p. 685-701, 2019.

SHEN, C.; SHI, N.; FU, S.; YE, W.; MA, L.; GUAN, D. Decline in Aboveground Biomass Due to Fragmentation in Subtropical Forests of China. **Forests**, 2021, n. 12, v. 5, p. 617, 2021. <https://doi.org/10.3390/f12050617>

SONG, G.; WANG, J.; HAN, T.; WANG, Q.; REN, H.; ZHU, H.; HUI, D. Changes in plant functional traits and their relationships with environmental factors along an urban-rural gradient in Guangzhou, China. **Ecological Indicators**, v. 106, 2019. doi:10.1016/j.ecolind.2019.105558

STANBROOK, R.; HARRIS, E.; JONES, M.; WHEATER, C. P. The effect of dung beetle size on soil nutrient mobilization in an afro-tropical forest. **Insects**, v. 12, n. 2, p. 141, 2021. <https://doi.org/10.3390/insects12020141>

THEODOROU, P.; RADZEVIČIŪTĒ, R.; LENTENDU, G. et al. Urban areas as hotspots for bees and pollination but not a panacea for all insects. **Nature Commun**, v. 11, n. 576, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-14496-6>

TYDECKS, L.; JESCHKE, J. M.; WOLF, M.; SINGER, G.; TOCKNER, K. Spatial and topical imbalances in biodiversity research. **PLoS ONE**, v. 13, n. 7, p. 1-15, 2018.

UNITED NATIONS. World Urbanization Prospects. The 2018 Revision. **Highlights**. 2018. Disponível em: <https://population.un.org/wup/Publications/>. Acesso em 27 out. 2021.

VAN HELDEN, B. E.; CLOSE, P. G.; STEWART, B. A.; SPELDEWINDE, P. C.; COMER, S. J. An underrated habitat: Residential gardens support similar mammal assemblages to urban remnant vegetation. **Biological Conservation**, v. 250, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108760>

VAN KLINK, R.; BOWLER, D. E.; GONGALSKY, K. B.; SWENGEL, A. B.; GENTILE, A.; CHASE, J. M. Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances. **Science**, v. 368, n. 6489, p. 417-420, 2020. doi:10.1126/science.aax9931

VIECHTBAUER, W. “metafor: Meta-Analysis Package for R.” R package version 1.4-0, 2010. <http://CRAN.R-project.org/package=metafor>.

WAGNER, D. L.; GRAMES, E. M.; FORISTER, M. L.; BERENBAUM, M. R.; STOPAK, D. Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 118, n. 2, 2021. DOI: 10.1073/pnas.2023989118

WELLER, B.; GANZHORN, J. U. Carabid beetle community composition, body size, and fluctuating asymmetry along an urban-rural gradient. **Basic and Applied Ecology**, v. 5, p. 193-201, 2004.

WU, J. Urban ecology and sustainability: The state-of-the-science and future directions. **Landscape and Urban Planning**, v. 125, p. 209-221, 2014. doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.018

Apêndice 1

Tabela 1. Estudos usados na meta-análise para avaliar os efeitos da urbanização nas comunidades de besouros. Veja Figura 1 (fluxograma de PRISMA) para critérios de inclusão e exclusão de estudos na meta-análise.

Author	Country	Scale	Gradient_type	Beetle_group	variable_measured
Allaruikka et al 2002	Finland	Regional	urban vs rural	Carabidae	richness
Belskaya et al 2019	Russia	Regional	urban vs nat	Carabidae	richness
Castro et al 2020	Argentina	Regional	urban vs rural	Carabidae	richness
Castro et al 2020	Argentina	Regional	urban vs rural	Carabidae	abundance
Correa et al 2009	Brazil	Regional	urban vs nat	Scarabaeoidea	abundance
Correa et al 2009	Brazil	Regional	urban vs nat	Scarabaeoidea	richness
Delgado dela Flor et al 2017	USA	Local	urban vs rural	carabidae	abundance
Delgado dela Flor et al 2017	USA	Local	urban vs rural	carabidae	richness
Delgado dela Flor et al 2017	USA	Local	urban vs rural	staphylinidae	abundance
Delgado dela Flor et al 2017	USA	Local	urban vs rural	staphylinidae	richness
Elek & Lovei 2007	Denmark	Regional	urban vs nat	carabidae	richness
Elek & Lovei 2007	Denmark	Regional	urban vs nat	carabidae	richness
Elek & Lovei 2007	Denmark	Regional	urban vs nat	carabidae	richness
Gagné & Fahrig 2010	Canada	Regional	urban vs nat	carabidae	abundance
Gagné & Fahrig 2010	Canada	Regional	urban vs nat	carabidae	richness
Gagné & Fahrig 2010	Canada	Regional	urban vs nat	carabidae	abundance
Gagné & Fahrig 2010	Canada	Regional	urban vs nat	carabidae	richness
Gagné & Fahrig 2011	Canada	Regional	urban vs nat	beetle	richness
Gagné & Fahrig 2011	Canada	Regional	urban vs nat	beetle	abundance
Knop 2016	Switzerland	Regional	urban vs rural	beetle	richness
Knop 2016	Switzerland	Regional	urban vs rural	beetle	abundance
Magura et al 2004	Hungary	Regional	urban vs rural	Carabidae	abundance
Magura et al 2004	Hungary	Regional	urban vs rural	Carabidae	richness
Magura et al. 2008	Hungary	Regional	urban vs rural	Carabidae	abundance

Magura et al. 2008	Hungary	Regional	urban vs rural	Carabidae	richness
Magura et al. 2013	Hungary	Regional	urban vs rural	Carabidae	richness
Mashaly 2016	Saudi Arabia	Regional	urban vs rural	beetle	abundance
McGregor-Fors et al 2016	Mexico	Local	highly vs low urbanized	beetle	richness
mcGregor-Forset al 2014	Mexico	Local	highly vs low urbanized	beetle	richness
Nagy 2018	Hungary	Regional	urban vs rural	Staphylinidae	richness
Niemela 2002	Bulgaria	Regional	urban vs rural	Carabidae	abundance
Niemela 2002	Bulgaria	Regional	urban vs rural	Carabidae	richness
Niemela 2002	Canada	Regional	urban vs rural	Carabidae	abundance
Niemela 2002	Canada	Regional	urban vs rural	Carabidae	richness
Niemela 2002	Finland	Regional	urban vs rural	Carabidae	abundance
Niemela 2002	Finland	Regional	urban vs rural	Carabidae	richness
Puchkov et al 2020	Ukraine	Regional	urban vs nat	Staphylinidae	richness
Ramaligan & Rajan 2017	India	Local	urban vs nat	beetle	diversity
Ramaligan & Rajan 2017	India	local	urban vs nat	beetle	diversity
Ramaligan & Rajan 2017	India	local	urban vs nat	beetle	richness
Sadler et al 2006	UK	Regional	urban vs rural	Carabidae	abundance
Sadler et al 2006	UK	Regional	urban vs suburban	Carabidae	abundance
Salomão et al 2019	Brazil	Local	urban vs nat	beetle	richness
Semenova et al 2008	Russia	Local	urban vs suburban	Carabidae	abundance
Semenova et al 2008	Russia	Local	urban vs suburban	Carabidae	richness
Semenova et al 2008	Russia	Local	urban vs suburban	Carabidae	Shannon
Semenova et al 2008	Russia	Local	urban vs suburban	Carabidae	eveness

Soga et al 2014	Japan	Local	highly vs low urbanized	beetle	richness
Su et al 2011	China	Local	highly vs low urbanized	beetle	richness
Su et al 2011	China	Local	highly vs low urbanized	beetle	abundance
Toft et al. 2019	New Zealand	Local	urban vs nat	beetle	richness
Toft et al. 2019	New Zealand	Local	urban vs nat	beetle	abundance
Tothmeresz et al 2011	Romania	Regional	urban vs rural	Carabidae	abundance
Tothmeresz et al 2011	Romania	Regional	urban vs rural	Carabidae	richness
Turrini & Knop 2015	Switzerland	Regional	urban vs rural	beetle	richness
Turrini & Knop 2015	Switzerland	Regional	urban vs rural	beetle	abundance
Turrini & Knop 2015	Switzerland	Regional	urban vs rural	beetle	diversity
Ulrich et al 2007	Poland	Regional	urban vs rural	beetle	abundance
Ulrich et al 2007	Poland	Regional	urban vs rural	beetle	richness
Ulrich et al 2007	Poland	Regional	urban vs rural	beetle	abundance
Venn et al 2003	Finland	Regional	urban vs rural	Carabidae	Brillouin
Venn et al 2013	Finland	Regional	urban vs rural	Carabidae	Simpson
Vergnes et al 2021	France	Local	urban vs nat	Carabidae	richness
Vergnes et al 2021	France	Local	urban vs nat	Carabidae	abundance
Vergnes et al 2021	France	Local	urban vs nat	Staphylinidae	richness
Vergnes et al 2021	France	Local	urban vs nat	Staphylinidae	abundance
Watts et al 2004	New Zealand	Regional	urban vs nat	beetle	richness
Zolotaren et al 2015	Russia	Local	urban vs nat	Carabidae	Shannon
Zolotaren et al 2015	Russia	Local	urban vs nat	Staphylinidae	Shannon

Overall random model:

```
#effect size calculation
(es=escalc(measure = "SMD", m1i=Urbee$Mean_city,
m2i=Urbee$Mean_reference,
sd1i=Urbee$SD_city,
sd2i=Urbee$SD_reference,
n1i=Urbee$N_city,
n2i=Urbee$N_reference,
vtype = "LS"))

# overall effect of urbanization on beetle richness diversity abundance
rma.mv(es$yi,es$vi,data=Urbee, method="REML",random=list(~1|ID,~1|study_ID))
```

Mixed models

#Effect of study scale

```
rma.mv(es$yi,es$vi,data=Urbee,mods=~Scale-1,method="REML",random=list(~1|ID,~1|study_ID))
```

#Effect of gradient type

```
rma.mv(es$yi,es$vi,data=Urbee,mods=~Gradient_type,method="REML",random=list(~1|ID,~1|study_ID))
```

Apêndice 2

Tabela 2. Números de segurança para as variáveis utilizadas nos modelos aleatório (*overall model*) e nos modelos mistos hierárquicos.

Variável	Modelo	Número de segurança (<i>Rosenthal fail-safe number</i>)	Número de comparações usadas nos modelos (k)
Todas as variáveis descritoras da comunidade agrupadas	Overall Random Model	412	67
Species richness	Multinível	509	34
Species diversity	Multinível	625	33
Local Scale	Misto, Multinível	421	25
Regional Scale	Misto, Multinível	706	42
Urban-Rural	Misto, Multinível	327	44
Urban-Natural	Misto, Multinível	192	26
Urban-Suburban	Misto, Multinível	66	10