



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA
DEPARTAMENTO DE SISTEMÁTICA E ECOLOGIA
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS – BACHARELADO

HUGO HENRIQUE HERMINIO

A importância dos telhados verdes como fonte de recursos florais em diferentes matrizes urbanas de vegetação

João Pessoa
Dezembro 2021



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA
DEPARTAMENTO DE SISTEMÁTICA E ECOLOGIA
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS – BACHARELADO

HUGO HENRIQUE HERMINIO

A importância dos telhados verdes como fonte de recursos florais em diferentes matrizes urbanas de vegetação

Trabalho de conclusão do curso de Ciências
Biológicas, apresentado como requisito parcial
para a obtenção do grau de Bacharel em Ciências
Biológicas da Universidade Federal da Paraíba.

Orientadora: Denise Dias da Cruz

João Pessoa

Dezembro 2021

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

H554i Herminio, Hugo Henrique.

A importância dos telhados verdes como fonte de recursos florais em diferentes matrizes urbanas de vegetação / Hugo Henrique Herminio. - João Pessoa, 2021.

38 p.

Orientação: Denise Dias da Cruz.

TCC (Graduação/Bacharelado em Ciências Biológicas)
- UFPB/CCEN.

1. Biodiversidade urbana. 2. Infraestruturas verdes.
3. Conservação do meio ambiente urbano. 4. Paisagens urbanas. I. Cruz, Denise Dias da. II. Título.

UFPB/CCEN

CDU 574.1(043.2)

HUGO HENRIQUE HERMINIO

A importância dos telhados verdes como fonte de recursos florais
em diferentes matrizes urbanas de vegetação

Trabalho acadêmico de conclusão do curso de
Ciências Biológicas, apresentado como requisito
parcial para a obtenção do grau de Bacharel em
Ciências Biológicas da Universidade Federal da
Paraíba.

Aprovado em ../2021

Banca Examinadora

Prof^a. Dr^a. Denise Dias da Cruz

Orientadora

Prof. Dr. Alexandre Ramlo Torre Palma

DSE/UFPB

Prof. Dr. Bráulio Almeida Santos

DSE/UFPB



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA

Centro de Ciências Exatas e da Natureza

Coordenação do Curso de Ciências Biológicas

Telefone: (083) 3216.7439, Fax (083) 3216.7464.

CEP 58059-900 - João Pessoa, PB, Brasil. e-mail: cccb@dse.ufpb.br

**Ata da Apresentação e Defesa de Trabalho
Acadêmico de Conclusão de Curso de Hugo
Henrique Herminio**

Aos **três** dias do mês de **dezembro** de dois mil e vinte e um, da Universidade Federal da Paraíba, Campus I, João Pessoa-PB, em virtude da portaria 90/2020, do GR, a Banca Examinadora do Trabalho Acadêmico de Conclusão de Curso do estudante **Hugo Henrique Herminio**, composta pelos seguintes professores doutores: **Profa. Dra. Denise Dias da Cruz**/ Orientador e Presidente da Banca Examinadora, **Prof. Dr. Alexandre Ramlo Torre Palma**/ Examinador e **Prof. Dr. Braulio Almeida dos Santos** Examinador, avaliou o trabalho da seguinte forma: APROVADO. A banca examinadora é presidida por a **Denise Dias da Cruz** que, concomitantemente, tem a posição de orientadora e presidente da banca que avalia a estudante, candidato ao Grau de **Bacharel** em Ciências Biológicas, que elaborou o trabalho de título “**A importância dos telhados verdes como fonte de recursos florais em diferentes matrizes urbanas de vegetação**”. A Comissão, em caráter secreto, procedeu à avaliação e julgamento do trabalho, concluindo a banca formada por **Profa. Dra. Denise Dias da Cruz**, **Prof. Dr. Alexandre Ramlo Torre Palma** e **Prof. Dr. Braulio Almeida dos Santos** pela seguinte média final 9,5 (nove virgula cinco). Perante a aprovação, declarou-se o estudante legalmente habilitado a receber o Grau de **Bacharel** em Ciências Biológicas. Nada mais havendo a tratar eu, **Denise Dias da Cruz**, como Presidente, lavro a presente Ata que, lida e aprovada, assino.

João Pessoa, **03 de dezembro de 2021**

Profa. Dra. Denise Dias da Cruz
Orientadora

*Dedico este trabalho à Natureza, à vida,
às pessoas que amo e às pessoas que
agregaram em minha trajetória.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço inicialmente por estar vivo e poder ser beneficiado por todas as oportunidades que me foram dadas para que estivesse aqui no presente momento.

Agradeço imensamente à minha família, principalmente aos meus pais, Dalva Marques de Oliveira e José Hermínio, que me apoiaram em todos os momentos e possibilitaram que a minha educação fosse a melhor possível durante a vida. Além de me apoiarem em meus novos desafios e escolhas profissionais. Assim como, agradeço a Lia, minha namorada, e sua família, Liliane, Renato e Dona Maria, que me acolheram e me fizeram sentir amparado, como parte da família.

À Denise Dias da Cruz, minha orientadora, pela compreensão, pelos ensinamentos, pelo exemplo de profissionalismo e dedicação, as oportunidades que me deu e todas as dúvidas esclarecidas e caminhos a serem seguidos. Obrigado, professora!

Agradeço a todos meus professores, desde o ensino básico até os que atuaram na carreira acadêmica. Cada um contribuiu de forma diferente, mas parte deles faz parte de quem eu sou hoje.

Ao laboratório do qual fiz parte durante a maioria da graduação, Laboratório de Ecologia Terrestre, onde conheci ótimas pessoas e companheiros de trabalho como Ely, Natacha, David e Adriennius, os quais fizeram parte dessa trajetória, foram ótimos campos até mesmo nas adversidades.

Agradeço aos colegas da turma de biologia que se iniciou em 2017.1, foi um desafio em nossas vidas que estamos superando, atravessando até mesmo uma pandemia.

À Universidade Federal da Paraíba, Propesq, Cnpq e todos os envolvidos nos projetos que participei.

Por fim, agradeço a todos que fizeram parte da minha trajetória e que agregaram até aqui.

RESUMO

Os impactos à biodiversidade causados por ocupações antrópicas estão nos encaminhando à sexta grande extinção em massa. Nós, humanos, impermeabilizamos superfícies, suprimimos vegetações nativas e exploramos as faunas locais sem considerar as consequências. Nesse cenário, infraestruturas verdes podem ser uma alternativa viável para mitigar os impactos aos serviços ecossistêmicos e seus responsáveis. O objetivo do presente estudo foi avaliar a importância do telhado verde em uma paisagem urbanizada na atração de polinizadores na cidade de João Pessoa, PB e o efeito das variáveis climáticas nesse processo. Para isso foram montados quatro protótipos de telhados verdes (2 em bairros mais urbanizados e 2 em bairros com maior cobertura vegetal), que foram avaliados neste trabalho em relação à biodiversidade de visitantes florais. Com o total de 12 espécies de visitantes florais nos locais estudados, podemos constatar que espécies de abelhas, como a *Augochlora* sp., *Tetragonisca angustula* e até espécies de Lepidoptera estão presentes e desfrutam dos recursos providos pelos telhados. Em paisagens com maior presença de fragmentos florestais é possível observar maior diversidade de visitantes florais, sendo o valor do índice para Costa do Sol e UFPB, os locais mais vegetados no entorno, $D=0.5808$ e $D=0.7342$, respectivamente, e, para Bancários e Funcionários $D=0.09651$ e $D=0.19466$. Fatores abióticos como temperatura e umidade também demonstraram uma correlação positiva com a quantidade de visitas, o grau de correlação foi, Funcionários = 0,6030; Costa do Sol = 0,3645 e UFPB = 0,5440, com exceção do bairro Bancários ($p=0,1134$). Portanto é possível concluir que tais infraestruturas verdes são uma excelente estratégia para favorecer a biodiversidade, mas é necessário verificar ao longo do tempo a interferências dos fatores, bióticos e abióticos, para precisar melhor os fatores que interferem na abundância e riqueza de espécies.

Palavras-chave: Infraestruturas verdes, biodiversidade, conservação, paisagens urbanas, biodiversidade urbana.

ABSTRACT

The impacts on biodiversity caused by human occupations are heading towards the sixth great mass extinction. We humans waterproof surfaces, suppress native vegetation and exploit local fauna without considering consequences. In this scenario, green infrastructure can be a viable alternative to mitigate the impacts on ecosystem services and those responsible for it. The aim of the present study was to evaluate the importance of the green roof in an urbanized landscape in attracting pollinators in the city of João Pessoa, PB and the effect of climate variables in this process. For this, four prototypes of green roofs were assembled (2 in more urbanized neighborhoods and 2 in neighborhoods with greater vegetation cover), which were obtained in this work in relation to the biodiversity of floral visitors. With a total of 12 species of floral visitors in the studied places, we can see that species of bees, such as *Augochlora sp.*, *Tetragonisca angustula* and even species of Lepidoptera are present and enjoy the resources provided by the roofs. In landscapes with greater presence of forest fragments, it is possible to observe a greater diversity of floral visitors, with the index value for Costa do Sol and UFPB, the most vegetated places in the surroundings, $D = 0.5808$ and $D = 0.7342$, respectively, and, for Bancários and Funcionários $D = 0.09651$ and $D = 0.19466$. Abiotic factors such as temperature and humidity also showed a positive correlation with the number of visits, the degree of correlation was, Staff = 0.6030; Costa do Sol = 0.3645 and UFPB = 0.5440, with the exception of the Bancários district ($p = 0.1134$). Therefore, it is possible to conclude that such green infrastructures are an excellent strategy to favor biodiversity, but it is necessary to verify over time the interference of factors, biotic and abiotic, to specify the best factors that interfere in the abundance and richness of species.

Keywords: Green infrastructure, biodiversity, conservation, urban landscapes, urban biodiversity.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Zonas e bairros de João Pessoa-PB, em vermelho os locais de instalação dos protótipos de telhado verde. 10

Figura 2. Representação dos bairros e nível de cobertura vegetal. Os Bairros Bancários e Funcionários representam as áreas de menor cobertura vegetal; UFPB a intermediária no gradiente e Costa do Sol o local com maior cobertura vegetal. 11

Figura 3. Protótipo de telhado verde e suas unidades. A esquerda plantada a espécie *Richardia grandiflora* e a direita *Tridax procumbens*. Nas laterais as armadilhas de prato (*pan traps*) nas cores amarelo, branco e vermelho. 12

Figura 4. Antese de *R. grandiflora*. 1) 7:00; 2) 10:00 ; 3) 13:00; 4) 16:00; 5) 19:00. 16

Figura 5. Antese de *T. procumbens*. 1) 7:00; 2) 10:00; 3) 13:00; 4) 16:00; 5) 19:00; 6) 6:00; 7) 9:00; 8) 12:00. 17

Figura 6. Dendrograma de similaridade entre os locais (Jaccard). 1.Bancários, 2.Costa do Sol, 3. Funcionários, 4.UFPB. 21

Figura 7. Total de visitas por hora em cada coleta nos locais amostrados da cidade de João Pessoa, PB. 1.Bancários, 2. Funcionários, 3.Costa do Sol, 4.UFPB. 22

Figura 8. Gráfico de correlação de umidade e número de visitas 1.Bancários, 2. Funcionários, 3.Costa do Sol, 4.UFPB 23

Figura 9. Gráfico de correlação de temperatura e número de visitas 1.Bancários, 2. Funcionários, 3.Costa do Sol, 4.UFPB 25

Figura 10. Gráfico de correlação entre flores de *T. procumbens* e número de visitas em 1.Bancários, 2. Funcionários, 3.Costa do Sol, 4.UFPB. 26

Figura 11. Gráfico de correlação entre flores de *T. procumbens* e número de visitas
1.Bancários, 2. Funcionários, 3.Costa do Sol, 4.UFPB

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Abundância das ordens registradas nas <i>pan traps</i> (armadilhas de prato)	18
Tabela 2 - Tabela contendo a abundância das espécies nos locais.	19
Tabela 3 - Índice de diversidade (Simpson) para visitantes florais e tipos de vegetação no entorno de cada local.	20

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	1
FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	3
Paisagens e gradiente de urbanização	3
Infraestruturas verdes em áreas urbanas	4
Comportamento de forrageio dos visitantes florais	6
MATERIAL E MÉTODOS	9
Área de estudo	9
Montagem do experimento	11
Antese da comunidade de plantas e intensidade de flores	12
Observação e coleta dos visitantes florais	12
Análise de dados	13
RESULTADOS	14
Antese da comunidade de plantas	14
Visitantes florais: abundância, diversidade e similaridade entre áreas	15
Visitantes florais: padrão de visitação e influência dos fatores abióticos	18
Fenologia da floração e a preferência dos visitantes em função das plantas do telhado verde	21
DISCUSSÃO	24
CONSIDERAÇÕES FINAIS	26
REFERÊNCIAS	31

INTRODUÇÃO

A biodiversidade sofre grandes impactos com as ocupações antrópicas, com estudos apontando que vivemos a sexta grande extinção em massa (BARNOSKY et al., 2011; CEBALLOS et al., 2017). Em áreas urbanas, estes impactos são ainda maiores, com a supressão da vegetação e impermeabilização das superfícies, tanto a qualidade quanto a quantidade dos recursos florísticos são perdidos, causando, assim, impacto na fauna e na dinâmica dos serviços ecossistêmicos (CARTER E FOWLER, 2008; LUNDHOLM, 2015). Dados de 2020 apontam que, em apenas meio século, dois terços da biodiversidade global terá sido perdida, considerando a taxa atual de declínio das espécies (WWF, 2016).

Nesse cenário, é possível dividir os tipos de soluções para reduzir esses impactos em dois grupos: soluções coletivas e individuais. As coletivas dependem de um órgão que gerencie espaços públicos ou comunitários, como as prefeituras e ONGs, por exemplo. Nesse caso, os tipos de soluções seriam desde a geração de políticas públicas, a preservação de áreas verdes, até a construção e manutenção de parques, hortas e jardins comunitários. Nas soluções individuais, podem-se considerar construções de baixo impacto, superfícies não impermeabilizadas, construção de jardins e/ou telhados verdes, as chamadas infraestruturas verdes (FILAZZOLA et al., 2019). As infraestruturas verdes modificam a paisagem e sua dinâmica, ou seja, uma matriz urbana pode ganhar locais de refúgio, fonte de recursos, *stepping stones* e corredores ecológicos para a biodiversidade (ROOT, 1973; BJÖRKMAN et al., 2010). Por exemplo, a intensidade de isolamento da infraestrutura verde influencia negativamente na diversidade de artrópodes e na taxa de imigração das espécies (BLANK et al., 2017).

Os telhados verdes têm sido uma solução muito presente nos últimos anos para paisagens urbanas (FILAZZOLA et al., 2019). Telhados verdes são diferentes de outros espaços verdes urbanos devido à sua estrutura e às condições a que são expostos. Geralmente os telhados verdes são instalados em lugares altos e com pouca acessibilidade para algumas espécies de plantas ruderais, tendo um banco de sementes pobre ou limitado. Além disso, possuem um tamanho menor e menos volume de solo, atrelado a uma exposição maior ao vento e incidência solar (BLANK et al., 2017; HOLT, 2016). Por fim, a maioria dos trabalhos relacionados aos telhados verdes são

conduzidos em países temperados, norte americanos e europeus, deixando uma lacuna sobre seu impacto em países do hemisfério sul, especialmente nos países tropicais da América do Sul (BLANK et al., 2013).

Contudo, são necessários mais estudos para observar os impactos na fauna e flora, principalmente em regiões de clima tropical com inundações em estações úmidas e estações com secas. Dessa forma, quantificar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos locais tem sido de grande interesse mundial (MACIVOR & KSIAZEK, 2015; THURING & GRANT, 2016).

Considerando o impacto à biodiversidade com a mudança da paisagem, as alterações sofridas pelas populações de polinizadores, tanto em ambientes rurais quanto urbanos e, aliados aos outros artrópodes, podem afetar grande parte dos serviços ecossistêmicos prestados por esses grupos (LOSEY & VAUGHAN, 2006). As estruturas verdes usadas na redução dos problemas ambientais podem também ser uma aliada na manutenção da biodiversidade dos artrópodes. Telhados verdes podem ser relevantes na conservação da biodiversidade, mas ainda são ecossistemas novos e com pouca informação em comparação com as estruturas de solo (WILLIAMS et al., 2014). Outro fator leva em consideração os ecótonos ou áreas de transição, em que maiores riquezas de abelhas são registradas nas áreas periurbanas do que em áreas urbanas centrais e em relação a áreas rurais (CRUZ, 2013).

Sendo assim, o objetivo do presente trabalho foi monitorar a biodiversidade de insetos polinizadores que frequentam telhados verdes em bairros de João Pessoa, PB, em um gradiente de urbanização: com ampla distribuição de fragmentos de mata, e também com baixa distribuição de fragmentos. Ainda especificamente, foram investigadas a relação da disponibilidade de flores com a frequência de visitantes e o efeito das variáveis ambientais sob a abundância das visitas. Considerando os impactos das matrizes urbanas nos polinizadores, é esperado que os telhados verdes possam servir como fonte alternativa de recursos e *stepping stones* para a biodiversidade, principalmente em áreas de transição, sendo observada maior abundância de visitas nos telhados desses locais.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Paisagens e gradiente de urbanização

O termo “paisagem” é utilizado em diversos contextos humanos, mas seu primeiro registro de uso na Ciência foi no século XIX por Alexander von Humboldt com o sentido de "característica total de uma região terrestre". Em 1939, o termo “paisagem” foi usado na Ecologia pela primeira vez por Troll e foi definida como um espaço heterogêneo onde ocorrem interações diversas formando um mosaico (TROLL, 1971; METZGER, 2001).

A ocupação humana promove modificações nos ecossistemas e nas paisagens, às vezes tão intensas, que se transformam em paisagens de matriz urbana (KOH & GARDNER 2010), com superfícies impermeáveis, pavimentos nas estradas e quintais, entre outras estruturas artificiais.

A presença de parques, refúgios de vida silvestre, áreas de preservação permanente, entre outros remanescentes florestais podem afetar na dinâmica das paisagens urbanas (HAALAND & BERSIER, 2011; BRAMAN et al., 2002). Logo, para acessar e trafegar entre esses remanescentes são necessários corredores ecológicos, *stepping stones* e outras estruturas que podem auxiliar nesse fluxo, principalmente relacionado à entomofauna e aos visitantes florais (BIANCHI et al., 2006).

Os corredores ecológicos consistem em partes de habitats preservados que conectam dois fragmentos florestais, ou duas ilhas de habitat, tanto terrestres quanto aquáticos (RELYEA & RICKLEFS, 2021). Já os *stepping stones* podem ser traduzidos como trampolins ecológicos (METZGER, 2001). Ambos tipos de conexões funcionam facilitando o movimento das espécies entre as ilhas de habitat (MACARTHUR & WILSON, 1963; WU, 2019). Tal movimento traz consigo efeitos positivos nas populações, como evitar a deriva genética e os efeitos do gargalo genético, favorecendo o fluxo gênico e aumentando a resiliência da população (VON THADEN et al., 2021; SIMBERLOFF & COX, 1987).

Para a população de insetos as conectividades podem até ser descontínuas, utilizando conectores artificiais. A capacidade de voo permite que eles atravessem áreas sem habitat adequado buscando recursos. Com isso os *stepping stones* servem como

pequenas ilhas que conectam a um fragmento de habitat maior e com mais fonte de recursos (MACARTHUR & WILSON, 1963; EDWARDS et al., 2012).

Para a diversidade de abelhas silvestres em campos urbanos o incremento do isolamento de uma área leva à perda de diversidade funcional, diminuição das populações e a perda da diversidade funcional (BUCHHOLZ et al. 2020). Até mesmo árvores isoladas na paisagem urbana funcionam como pontos de conectividade para a biodiversidade (VON THADEN et al., 2021). Outra evidência foi encontrada no trabalho de WINTLE (2019), que em ambientes altamente modificados e antropizados, pequenos espaços de vegetação não devem ser ignorados, pois esses locais servem como *stepping stones* e funcionam efetivamente como conectividade entre fragmentos de habitat.

Ambientes urbanos com condições favoráveis à ocupação humana, como planaltos e relevos menos acidentados levam a um isolamento maior das áreas verdes. Sendo assim, leva a uma perda do movimento da fauna, isola populações por barreiras antrópicas e uma supressão em cadeia da biodiversidade (VON THADEN et al., 2021).

Em um trabalho feito na mesma região do presente estudo, em João Pessoa-PB, Brasil, foi registrada uma riqueza de espécies de abelhas menor em áreas urbanas (S=3 e S=7), enquanto em áreas periurbanas e rurais a riqueza mais do que dobrou, sendo S=18 e S=20 na área periurbana, e S=14 e S=17 nas áreas rurais (CRUZ, 2013).

Esses conectores podem ser naturais, sendo selecionadas áreas de ambientes nativos, ou construídas, o que nos leva à relevância das infraestruturas verdes na manutenção da biodiversidade nesses ambientes antropizados.

Infraestruturas verdes em áreas urbanas

As infraestruturas verdes são construções humanas com um espaço verde multifuncional, que quando planejada adequadamente, visa o conforto humano, acréscimo à beleza cênica e mitigação dos impactos ecológicos das construções convencionais (KAMBITES E OWEN, 2006, TZOULAS et al., 2007). É importante ressaltar que a importância das estruturas verdes está associada ao controle e redução dos problemas causados pelas ações humanas ao ambiente natural. Nesse sentido, essa é

uma alternativa de reduzir os impactos causados pela expansão urbana ou de cunho econômico, que causa alterações significativas no ambiente natural.

As infraestruturas verdes podem ser de 3 tipos, paredes verdes, jardins e telhados verdes (FILAZZOLA et al., 2019.). As paredes verdes são estruturas verticais e, geralmente, são povoadas por folhagens, trepadeiras e samambaias (PAULL et al., 2019). Os jardins são estruturas de solo, podendo eventualmente ser verticalizado ou suspenso, que tem sua composição de angiospermas herbáceo-arbustivas e que tem sua floração constantemente estimulada, ou seja, jardins são locais geralmente floridos e repletos de espécies florais que podem manter a biodiversidade em algum grau (MATTESSON & LANGELLOTTO, 2010).

Os telhados verdes são estruturas horizontais, com algum grau de declividade, aplicadas na cobertura de uma edificação e podem ser diferenciados em três tipos: intensivo, semi-intensivo e extensivo (BERARDI et al., 2014). Os telhados intensivos são caracterizados por serem mais profundos e suportarem um volume maior de substrato e, conseqüentemente, plantas maiores. Suas dimensões de profundidade são entre 15 e 40 centímetros, porém esse tipo de telhado necessita mais manutenções e irrigação (VIJAYARAGHAVAN, 2016). Os semi-intensivos são intermediários tendo um volume médio menor que os intensivos e sua altura máxima é entre 15 e 25 centímetros, precisam de menos manutenção e ainda suportam uma boa variedade de plantas (LI & YEUNG, 2014; FLL, 2018). Já os telhados extensivos são mais leves, menos profundos, conseqüentemente seu volume é menor que os outros e sua característica principal é cobrir uma mais extensa. As plantas utilizadas nesse caso são de rápido crescimento e dispersão, resistentes a períodos mais secos e que produzam um banco de semente robusto, pois estruturas elevadas têm menor aporte em seu banco de sementes (EMILSSON, 2008; LI & YEUNG, 2014.).

Infraestruturas verdes, comprovadamente, contribuem para a manutenção da biodiversidade em geral e de maneira bem significativa para a biodiversidade de artrópodes (WILLIAMS et al., 2014; MACIVOR & KSIAZEK, 2015.). Para os moradores de ambientes urbanos pode haver certa resistência quanto à atração de alguns animais, como a manutenção direta da biodiversidade de artrópodes que não fazem parte da fauna carismática ou de animais que não tenham alguma ação (retorno) ou aceitação direta clara para as pessoas (CARVALHEIRO et al., 2013; GILL et al., 2016.).

Borboletas são carismáticas, coloridas e geralmente causam encantamento, já as abelhas causam certo receio por conta do ferrão, assim como para outros grupos como aranhas, vespas, besouros, entre outros. No entanto, com o telhado verde vários grupos são beneficiados, favorecendo a fonte de recursos para a fauna e a desmistificação do contato com as abelhas e demais artrópodes (CARVALHEIRO et al., 2013; BRAMAN et al, 2002.).

Destaca-se nesse cenário que a maioria da flora silvestre se reproduz através da polinização entomófila (JOHNSON & STEINER, 2000) e, dessa forma, elas são atrativas para a biodiversidade e podem atrair até espécies raras de borboletas e outras espécies, o que contribui com elementos desde a beleza cênica até a interação direta dos ser humano e a natureza (HAALAND & BERSIER, 2011).

Em um estudo feito em telhados verdes da Argentina, foi constatado que a quantidade média de lâminas de folhas consumidas ao nível do chão e nos telhados são similares (DOMINGUEZ et al., 2020). Assim como a riqueza de artrópodes por área entre o nível do solo e o telhado verde foi positivamente correlacionada. Porém, a abundância desses artrópodes nos telhados verdes foi maior que no solo, se comparada a mesma área (DOMINGUEZ et al., 2020). Um outro efeito foi encontrado por um trabalho feito em Paris, onde a maior quantidade de unidades florais disponíveis em uma área de telhado aumenta o número de visitas de artrópodes, existindo uma preferência de alguns grupos à algumas espécies e diversidade, como as abelhas solitárias aparecem em maior abundância nas monoculturas de *Centaurea jacea*, uma Asteraceae (DUSZA et al. 2020).

Comportamento de forrageio dos visitantes florais

Os visitantes florais artrópodes podem ser das ordens Coleoptera, Diptera, Lepidoptera e, mas os mais abundantes são os Hymenoptera, onde temos os grupos das abelhas e vespas (PIJL & DODSON, 1969).

As interações entre polinizadores e as flores muitas vezes envolvem diversas características adaptativas e, é possível, identificar adaptações que indiquem um processo de co-evolução, como no caso das síndromes de polinização (RECH et al., 2014).

As síndromes de polinização resultam de um processo de coevolução entre planta e animais, sendo que, a maioria das angiospermas estudadas podem ser associadas a uma síndrome floral (RECH et al., 2014). O conceito tem uma relação chave-fechadura entre a espécie vegetal e a animal, porém, diversas plantas podem ser classificadas como polifílicas e/ou generalistas, com isso, os visitantes florais dessas plantas não são tão previsíveis, ou podem variar na linha do tempo e no espaço em que se encontra (VOGEL, 1954; FENSTER et al., 2004).

As síndromes podem ser classificadas como: anemofilia, que é a polinização feita abioticamente pelo vento; cantarofilia, polinização por besouros; miofilia, polinização por moscas; esfingofilia, polinização por mariposas noturnas; psicofilia, polinização por borboletas; melitofilia, polinização por abelhas; ornitofilia, polinização por aves e a quiropterofilia que é a polinização realizada por morcegos (RECH et al., 2014).

A síndrome de polinização mais comum é a melitofilia, da qual a maioria das espécies de plantas domesticadas dependem (REAL, 1983). A melitofilia tem diversas especificidades dentro da síndrome, dentre elas flores com antese diurna; as cores amarela e violeta são recorrentes e comumente associadas a guias visuais de pólen ou néctar; odor geralmente presente e agradável ao olfato; flores com poucos elementos de sustentação, geralmente delicadas; néctar de difícil acesso e no interior da flor, em pequenas quantidades e ricos em açúcares. Os recursos florais como pólen, óleos e voláteis florais são, geralmente, abundantes (RECH et al., 2014).

A perda de habitat devido à antropização dos ambientes tem levado ao decréscimo na diversidade de abelhas e abundância de algumas populações, principalmente, as nativas e mais sensíveis às mudanças, ou seja, as mais especialistas (BROWN & ALBRECHT, 2001). Com a supressão da vegetação e práticas agrícolas não amigáveis com o meio ambiente, a diversidade de fontes de alimentos para esses grupos é impactada negativamente. Além disso, locais para nidificação se tornam mais raros e as espécies ficam restritas aos remanescentes de refúgio (MAIA-SILVA et al., 2015).

Além dos impactos diretos da antropização, os impactos humanos na mudança climática podem interferir nos fatores abióticos relacionados ao comportamento de forrageio das espécies, como temperatura, umidade, vento e luminosidade (HILÁRIO et

al., 2001). Em ambientes urbanos, a reflexão do calor e luminosidade por superfícies impermeáveis pode encurtar o tempo de forrageio de algumas espécies, assim como borboletas que se tornam raras em cidades por não suportarem um microclima tão variável (BURGHARDT, et al., 2008; HAALAND & BERSIER, 2011). Já para as abelhas, nidificar em áreas urbanas pode ser um risco para o ninho devido à rápida variação de temperatura nesses locais, o que pode levar a dificuldades na termorregulação da colônia (CORREIA et al., 2017). Além disso, sem corredores ecológicos, *steppings stones* e/ou fontes alternativas de alimentos próximos ao ninho impactos na termorregulação do indivíduo também pode acontecer (ROOT, 1973; BJÖRKMAN et al., 2010; MARDAN; KEVAN, 2002.).

MATERIAL E MÉTODOS

Áreas de estudo

Foram selecionadas 4 localidades no município de João Pessoa, Paraíba, Brasil (Fig. 1). Os locais foram escolhidos baseado na sua cobertura vegetal e possibilidade logística de instalação dos protótipos de telhado verde (segurança e possibilidade de acesso frequente para realização das atividades de campo). Nesses locais foram instalados protótipos de telhado verde em dois tipos de paisagens: ambientes com maior densidade urbana e locais próximos aos fragmentos florestais, cada localidade com uma réplica (Fig. 2).

A área analisada para definição da cobertura vegetal foi de 2 km ao redor dos possíveis pontos amostrais. Esse raio foi definido, considerando-se a capacidade média de voo de abelhas de médio/ grande (CORREIA et al., 2017.), que possuem maior capacidade de voo que abelhas de menor porte. Os telhados instalados nos locais com menor cobertura vegetal foram nos bairros: Bancários (-7.1587, -34.8337) e Funcionários (-7.1793, -34.8916), ambos com 30,5% de área verde. Os locais com maior presença de fragmentos florestais foram nos bairros: Costa do Sol (-7.1968, -34.8208) com 76,5% de área verde e Universidade Federal da Paraíba (-7.1379, -34.8455) com 51,2% de área verde.

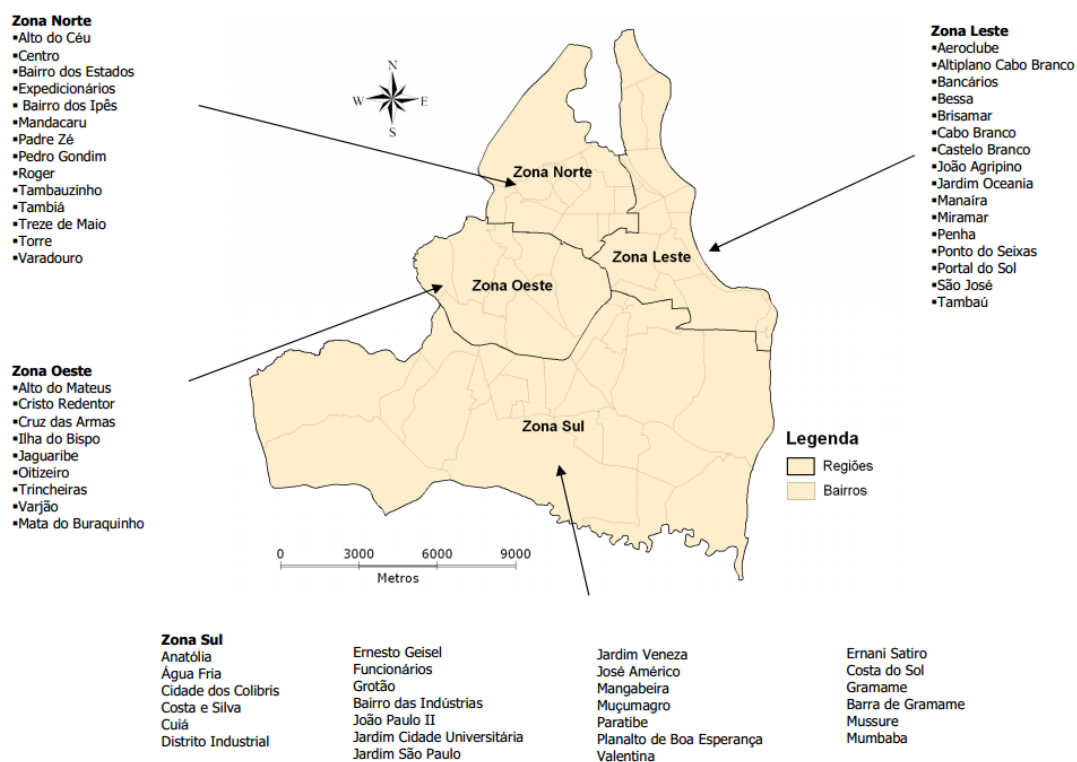


Figura 1: Zonas e bairros da cidade de João Pessoa/PB. Fonte: João Pessoa, 2009.

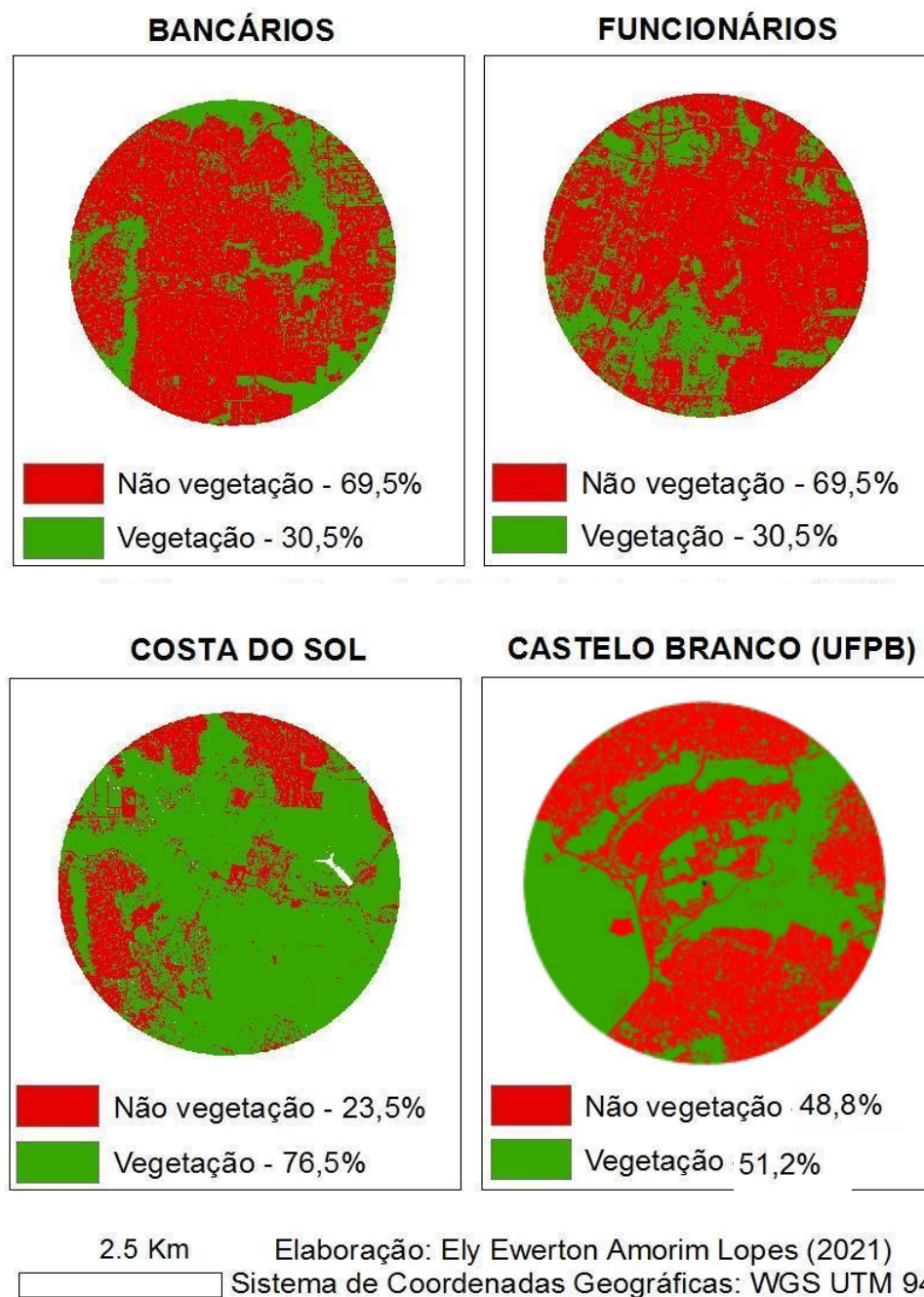


Figura 2: Representação dos bairros e nível de cobertura vegetal. Os Bairros Bancários e Funcionários representam as áreas de menor cobertura vegetal; Costa do Sol e UFPB os locais com maior cobertura vegetal.

Montagem do experimento

Os protótipos foram construídos utilizando madeiras de *Pinus* sp., submetidas a um tratamento de lixação e impermeabilização. No total foram construídas 4 estruturas

de 3 x 1,6 metros, divididas em 10 unidades amostrais, totalizando 40 pontos de coleta. As dimensões de cada unidade são de 0,58m de comprimento x 0,7m de largura x 0,2 metros de profundidade.

Cada unidade foi preenchida com uma camada de drenagem de copos plásticos e argila expandida, seguida de uma manta para contenção de raízes, preenchido 15cm com substrato e efetuado o plantio (Fig. 3). Em cada local foram colocadas 2 espécies ruderais nativas: 5 unidades com a espécie *Richardia grandiflora* (CHAM. & SCHLTDL.) Steud. (Rubiaceae) e 5 com *Tridax procumbens* L. (Asteraceae). Sendo assim, cada protótipo recebeu 120 mudas de cada espécie. A estrutura seguiu a direção leste-oeste em sua extensão. A montagem se estendeu por aproximadamente 6 meses, tendo início em janeiro e conclusão e plantio em junho de 2021.



Figura 3: Protótipo de telhado verde e suas unidades. A esquerda plantada a espécie *Richardia grandiflora* e a direita *Tridax procumbens*. Nas laterais as armadilhas de prato (*pan traps*) nas cores amarelo, branco e vermelho.

Antese da comunidade de plantas e intensidade de flores

A espécie *Richardia grandiflora* é uma Rubiaceae bem adaptada aos ambientes antropizados (MOREIRA & BRAGANÇA, 2010). Sua estrutura floral consiste em uma inflorescência terminal do tipo glomérulo, que contém um cálice com 6 sépalas e corola com 6 pétalas soldadas, um conjunto de 6 estames no androceu e 1 estilete com 3 estigmas (MOREIRA & BRAGANÇA, 2010). Já a *Tridax procumbens* é uma herbácea da família Asteraceae também ruderal. Sua inflorescência é do tipo capítulo isolado. Suas flores marginais são liguladas e femininas, enquanto as numerosas flores centrais são hermafroditas (MOREIRA & BRAGANÇA, 2010).

Para *R. grandiflora*, foi fotografada a antese com início às 7h e término às 19h, totalizando 12 horas de acompanhamento. Enquanto, para *T. procumbens* a observação foi das 7h às 12h do dia seguinte, totalizando 29 horas de antese. Essa estratégia foi adotada para *T. procumbens* porque as inflorescências desta espécie ficam abertas por 48 horas (DAFNI et al., 2005.). A observação foi feita em intervalos de 3 horas para ambas as espécies.

A fenologia floral foi acompanhada quinzenalmente, avaliando-se a intensidade floral. Os estudos fenológicos seguiram o método de avaliação semiquantitativa, com a aplicação de categorias de quantificação que estimam a intensidade do evento fenológico em cada indivíduo, utilizando de cinco categorias de quantificação (0 a 4), com intervalo de 25% entre elas (Índice de Intensidade de Fournier) (BENCK & MORELLATO, 2000).

Observação e coleta dos visitantes florais

Para a coleta dos visitantes florais o método piloto foi de armadilhas de pratos (*pan traps*), que consistiram em pratos coloridos, amarelos, brancos e vermelhos, que são cores atrativas para espécies de visitantes florais (Fig. 3). Cada tratamento recebeu 3 armadilhas, totalizando 6 armadilhas por local, nas quatro áreas. As armadilhas foram colocadas pela manhã e retiradas 48h depois, durante 10 dias nos meses de junho e julho.

Associado às *pan traps*, foram realizadas coletas ativas e essa metodologia se mostrou mais adequada, uma vez que nas *pan trap* não foram capturadas todas as espécies visitantes observadas nas flores. Para a realização da coleta ativa foram feitas duas coletas por mês (de julho a novembro de 2021), em cada local com intervalos de 15 dias entre elas, juntamente com observações e contagem das visitas, totalizando 8 coletas mensais. As observações foram conduzidas no período das 7h às 12h. Cada unidade foi observada durante 5 minutos de cada hora, totalizando 50 minutos por hora e 5 horas por dia de observação, para contagem das visitas e registro das espécies visitantes. Durante as observações foram registradas as variações horárias de temperatura e umidade utilizando-se um termohigrômetro portátil.

Para a comunidade de visitantes florais, totalizou-se 115 horas de observação, das quais 60 horas para cada tipo de paisagem, com maior cobertura vegetal no entorno e menor cobertura vegetal (não foram realizadas observações de visitantes nos dias que não haviam flores). Os animais observados foram coletados, fixados e conduzidos para identificação na Coleção Entomológica do Departamento de Sistemática e Ecologia, na Universidade Federal da Paraíba. Os indivíduos coletados foram identificados ao nível de gênero, utilizando a chave taxonômica de gênero de abelhas proposta por SILVEIRA et al. (2002).

Análise de dados

Para avaliar a influência da temperatura e da umidade sob a guilda de visitantes florais foi realizada uma Correlação de Pearson, uma vez que os dados tiveram distribuição normal. As análises foram realizadas no software R, utilizando os pacotes *vegan*, *haven*, *car*, *gmodels*, *ggplot* e *ggpubr* (RStudio, 2020.).

Para avaliar a diversidade de visitantes, considerou-se as coletas de julho a novembro, sendo calculado o índice de diversidade de Simpson para cada área amostrada. A similaridade entre as áreas foi calculada pelo Índice de Jaccard. As análises foram, também, realizadas no software R, utilizando o pacote *Vegan*.

Para avaliar se houve preferência dos visitantes por alguma das espécies utilizadas nos telhados, a quantidade média de visitas recebidas pelas duas espécies foi comparada utilizando teste t de Student. Além disso, foi feita uma análise de variância

(ANOVA-Oneway) para verificar se havia diferença entre a abundância dos locais. Por fim, foi realizada uma regressão para avaliar a relação da quantidade de flores por espécie com a abundância de visitas recebidas. As análises foram, também, realizadas no software R, utilizando os pacotes `vegan`, para o teste t e ANOVA; `haven` foi utilizado para importar pacotes de terceiros e os pacotes `car`, `gmodels`, `ggplot` e `ggpubr` foram utilizados para modelagem dos gráficos e aplicação da equação da reta.

RESULTADOS

Antese da comunidade de plantas

A antese das flores inicia-se no período da manhã, tendo uma diferença de 1h entre a abertura das flores de cada espécie.

A antese da espécie *Richardia grandiflora* ocorre no período das 8h às 18h. Os recursos, principalmente néctar, mas com oferta também de pólen, ficam disponíveis uma hora antes da abertura do botão floral (POTT & POTT 1986; CARVALHO 2013), sendo o período com maior quantidade de recursos florais no início da antese. Os botões do glomérulo abrem de forma alternada, permitindo que o ramo sempre tenha, pelo menos, uma flor viável no dia (detalhe na imagem 5, Fig. 4).



Figura 4: Antese de *R. grandiflora*. 1) 7:00; 2) 10:00 ; 3) 13:00; 4) 16:00; 5) 19:00.

Já a espécie *Tridax procumbens* tem sua antese ocorrendo com a abertura de um capítulo da inflorescência por dia, sendo o início da abertura das flores centrais às 10h diariamente (Fig. 5). As flores liguladas, assim como as centrais já abertas, permanecem abertas até a senescência do capítulo.



Figura 5: Antese de *T. procumbens*. 1) 7:00; 2) 10:00; 3) 13:00; 4) 16:00; 5) 19:00; 6) 6:00; 7) 9:00; 8) 12:00.

Visitantes florais: abundância, diversidade e similaridade entre áreas

Com campo piloto, os animais coletados pelas armadilhas não correspondiam aos visitantes florais observados nas coletas ativas. Portanto, a armadilha foi ineficiente para verificar a diversidade de visitantes florais, mas ainda demonstra o registro da biodiversidade geral do local, principalmente relacionada diretamente com o telhado verde. Considerando as coletas piloto, nas armadilhas de prato (*pan traps*) foram registradas visitas mais frequentes nos pratos amarelos com maior abundância de espécies de Diptera (Tabela 1).

Tabela 1: Abundância das ordens registradas nas *pan traps* (armadilhas de prato).

Ordens	Bancários	Funcionários	Costa do Sol	UFPB
Diptera	203	585	146	53
Aranea	0	4	2	0
Hymenoptera	11	11	8	10
Hemiptera	7	10	4	1
Coleoptera	2	3	1	0

Considerando a coleta ativa, o total de visitas registrado foi de 3621, sendo 1995 visitas no bairro dos Bancários e 272 no bairro Funcionários e 750 visitas no bairro Costa do Sol e 604 na UFPB (Tabela 2). Os visitantes mais frequentes variam em cada área, sendo a espécie *Plebeia spl* a mais abundante no bairro Bancários e a *Augochlora sp.* a mais abundante no bairro Funcionários. Os bairros com maior cobertura vegetal (Costa do Sol e UFPB) tiveram maior abundância de *Apis mellifera* e *Tetragonisca angustula*, respectivamente (Tabela 2).

Tabela 2: Tabela contendo a abundância das espécies nos locais.

Ordens	Espécies	Costa do			
		Bancários	Sol	Funcionários	UFPB
Hymenoptera	<i>Plebeia sp1</i>	1895	47	22	116
	<i>Apis mellifera</i>	5	471	0	167
	<i>Augochlora sp1.</i>	21	30	243	0
	<i>Tetragonisca</i>				
	<i>angustula</i>	0	40	0	226
	<i>Plebeia sp2</i>	66	86	7	44
	<i>Augochlora sp2.</i>	0	8	0	0
	<i>Melipona</i>				
	<i>rufiventris</i>	0	7	0	0
	<i>Polistes sp.</i>	5	1	0	51
Lepidoptera	<i>Lepidoptera sp1</i>	0	23	0	0
	<i>Lepidoptera sp2</i>	0	34	0	0
	<i>Lepidóptera sp3</i>	0	3	0	0
Diptera	<i>Syrphidae sp1</i>	3	0	0	0
	Total	1995	750	272	604

Ao verificar a diversidade pelo índice de Simpson, foi constatado que os tratamentos com maior diversidade são os que apresentam maior cobertura vegetal no entorno, Costa do Sol e UFPB (Tabela 3). O local com maior diversidade foi a UFPB, tendo o valor 0.734, seguido por Costa do sol com valor 0.580 no índice de Simpson, ou seja, com valores mais próximos de 1 (Tabela 3). Enquanto os locais com menor cobertura vegetal tiveram uma diversidade bem baixa, sendo o bairro Bancários com o

menor índice (0,096). Contudo, quanto à abundância de visitas, não há uma diferença significativa entre as médias ($p=0.97$ $F=0.002$).

Tabela 3: Índice de diversidade (Simpson) para visitantes florais e tipos de vegetação no entorno de cada local.

Tratamentos	Diversidade de visitantes florais	Tipo de tratamento
Bancários	0.0965	Menor cobertura vegetal
Funcionários	0.1946	Menor cobertura vegetal
Costa do Sol	0.5808	Maior cobertura vegetal
UFPB	0.7342	Maior cobertura vegetal

O dendograma de similaridade demonstrou que os locais mais similares são Costa do Sol e UFPB, formando um grupo. Bancários e Funcionários formaram grupos isolados (Fig. 6).

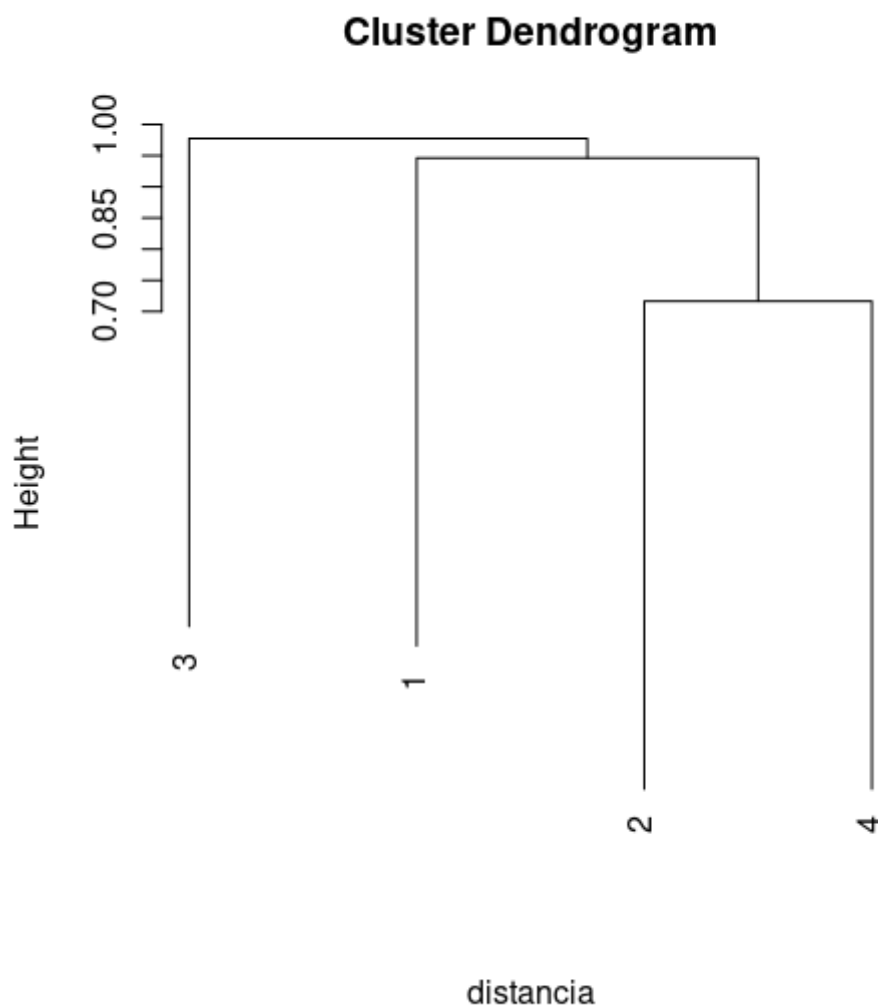


Figura 6: Dendrograma de similaridade entre os locais (Jaccard) utilizando ligação simples (vizinho mais próximo). 1.Bancários, 2.Costa do Sol, 3. Funcionários, 4.UFPB.

Visitantes florais: padrão de visitação e influência dos fatores abióticos

Os intervalos de horário com mais frequência variaram nos locais e ao longo do tempo, tendo picos diferentes em cada mês. No bairro dos Bancários, o pico de visitas ocorreu no mês de julho (Fig. 7). No bairro Costa do Sol, o pico de visitas ocorreu entre os meses de agosto e setembro. Já os locais Funcionários e UFPB, as visitas foram melhor distribuídas, mas com o pico no mês de setembro em ambos locais (Fig. 7).

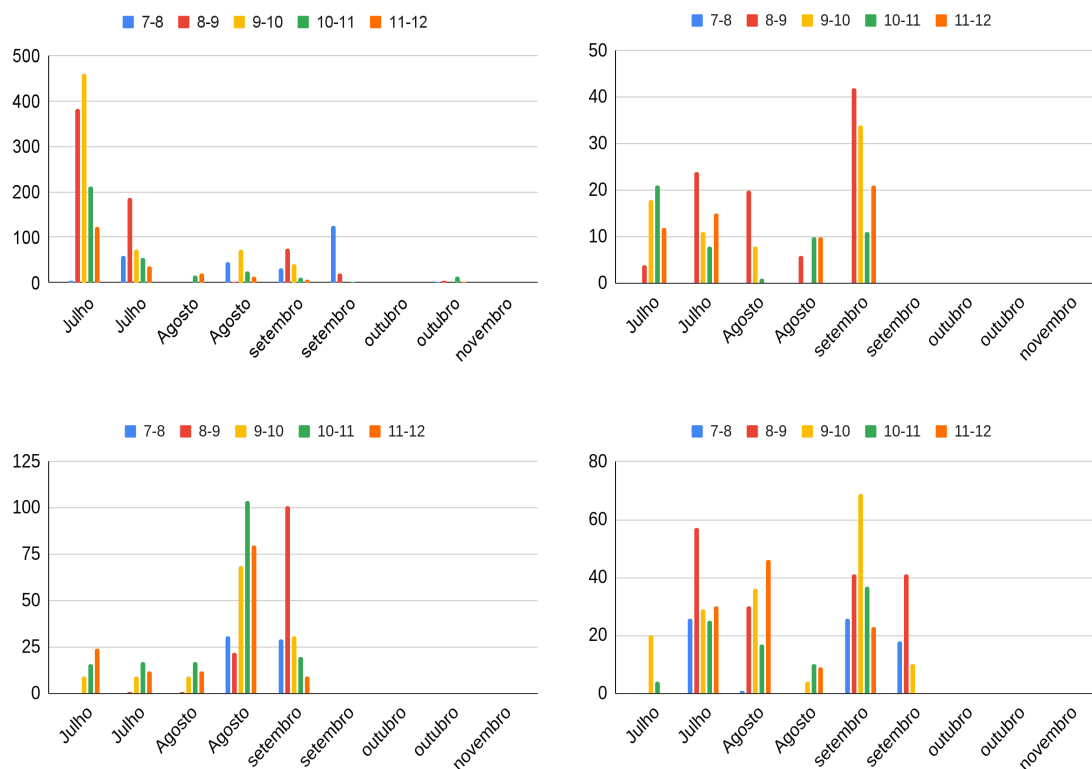


Figura 7: Total de visitas por hora em cada coleta nos locais amostrados da cidade de João Pessoa, PB. Nos gráficos 1.Bancários, 2. Funcionários, 3.Costa do Sol, 4.UFPB.

A temperatura e a umidade exerceram uma correlação específica em cada local. A umidade relativa não exerceu efeito sob o número de visitas nos Bancários, Costa do Sol e UFPB (respectivamente, $p = 0.5747$, 0.1502 e 0.6308) (Fig. 8). Enquanto os resultados de correlação para o Bairro Funcionários e na UFPB foram significativos ($p < 0,05$), sendo $r = -0.4327$; $p = 0.0307$, apresentando uma correlação negativa entre a abundância de visitantes e a umidade (Fig. 8).

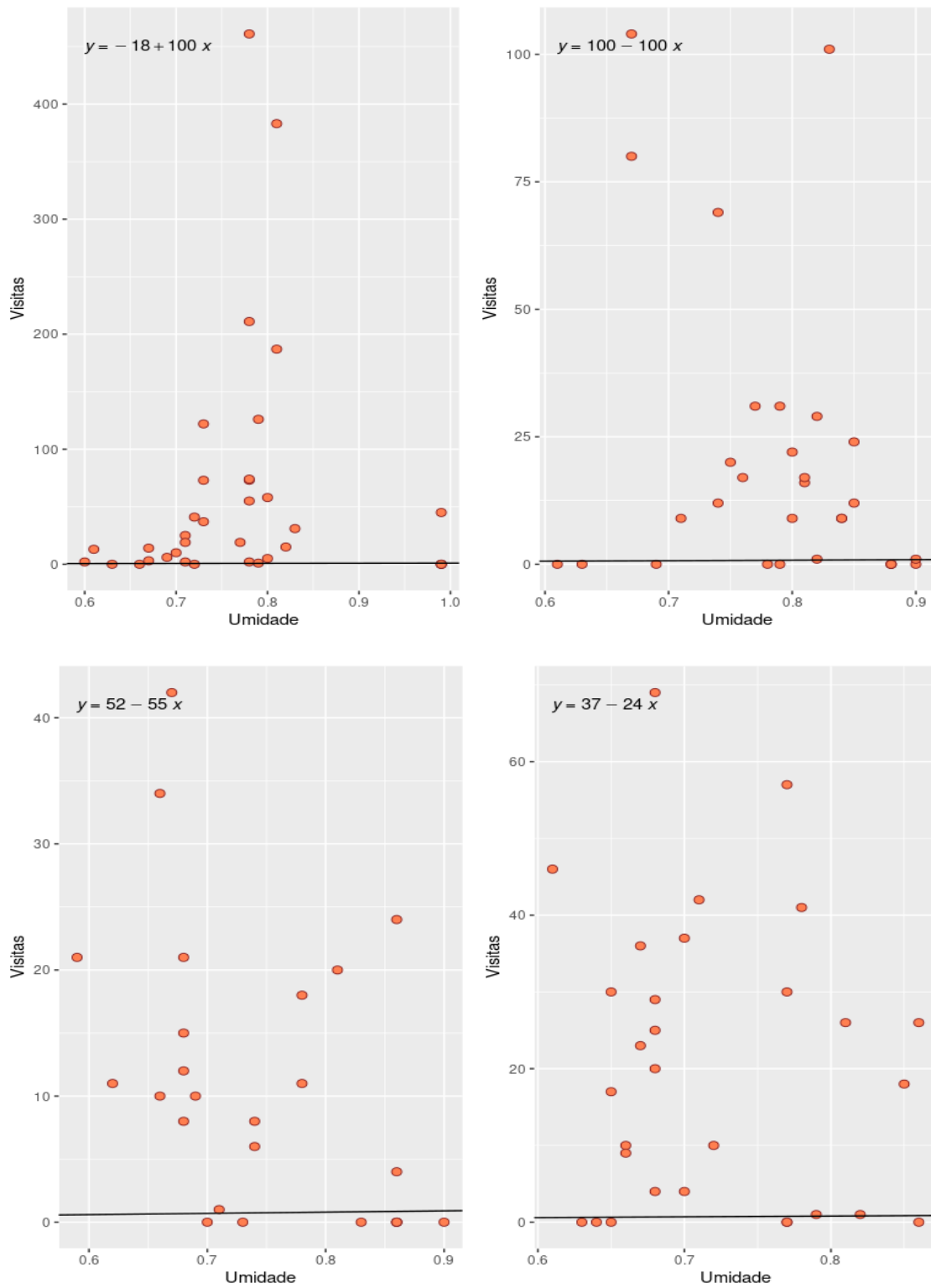


Figura 8: Gráfico de correlação de umidade e número de visitas 1.Bancários, 2. Funcionários, 3.Costa do Sol, 4.UFPB

Para os dados de temperatura foi constatada correlação positiva entre o aumento da temperatura, ao longo do dia, e o número de visitas, apenas no bairro Funcionários, onde houve correlação significativa ($p=0.0113$; $r=0.4977$) (Fig. 9). No Bancários ($p=0.4052$), no Bairro Costa do Sol ($p=0.2867$) e no UFPB ($p=0.5019$) a temperatura não afetou o número de visitantes florais observado (Fig. 9).

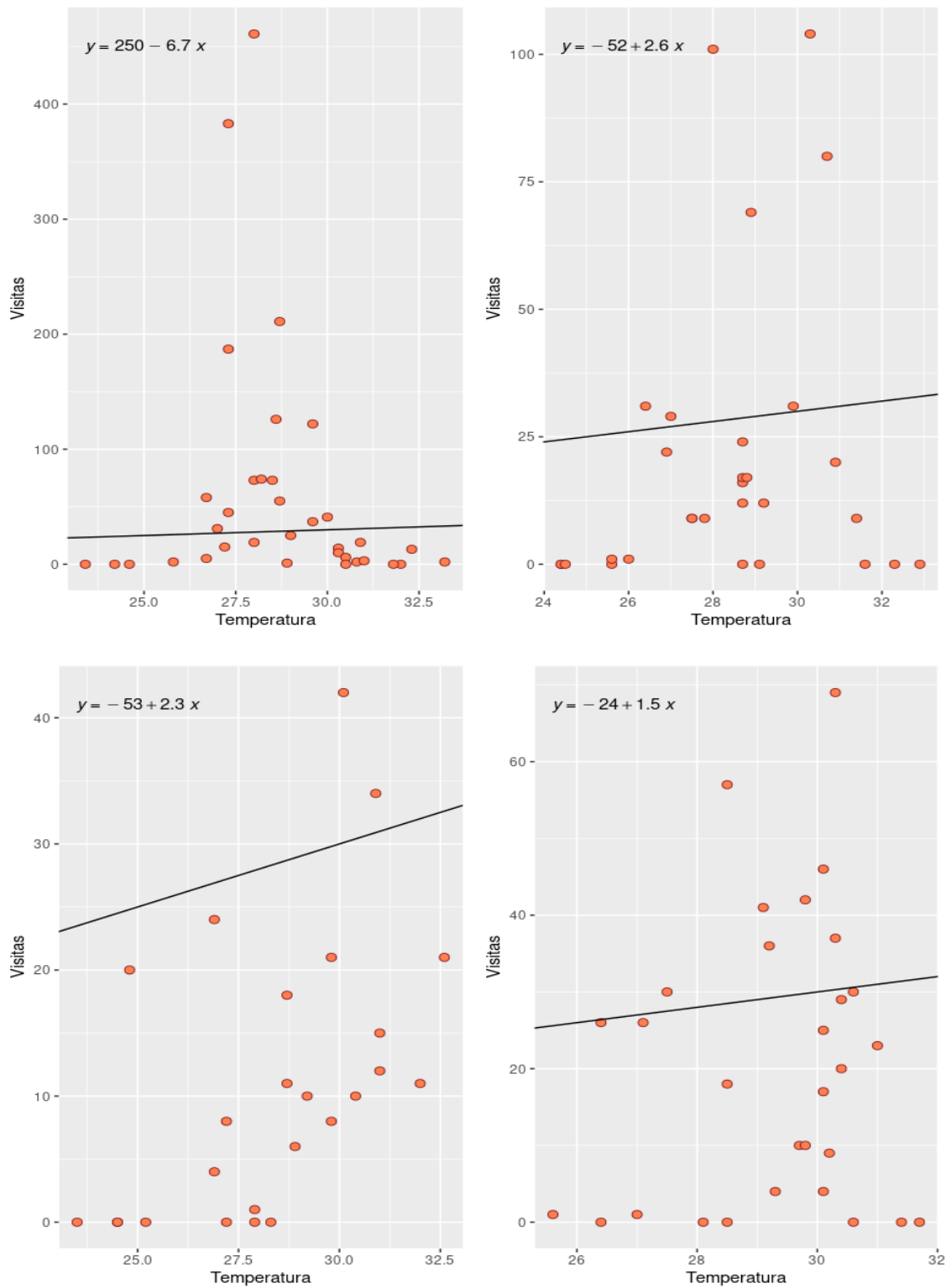


Figura 9: Gráfico de correlação de temperatura e número de visitas 1.Bancários, 2. Funcionários, 3.Costa do Sol, 4.UFPB

Fenologia da floração e a preferência dos visitantes em função das plantas do telhado verde

Ambas espécies tiveram o pico de floração durante o período chuvoso, de julho a setembro. Sendo a espécie *R. grandiflora* a mais constante no número de flores na maioria dos locais, com exceção do bairro Costa do Sol, onde a *T. procumbens* desenvolveu bem durante a fase reprodutiva, com a média similar a *R. grandifolia*. As médias de flores para *T. procumbens* e *R. grandifolia* foram: 5,33 e 6,39, para Bancários; 5,67 e 6,22 para Funcionários; 5,56 para ambas em Costa do Sol e 5,56 e 7,89 para UFPB.

Considerando a abundância de visitas observadas ao longo dos meses, houve uma relação positiva entre a densidade de flores e o número de visitas observadas em *T. procumbens* apenas no bairro dos Bancários ($R^2 = 0,48$; $p = 0,022$) (Fig. 10).

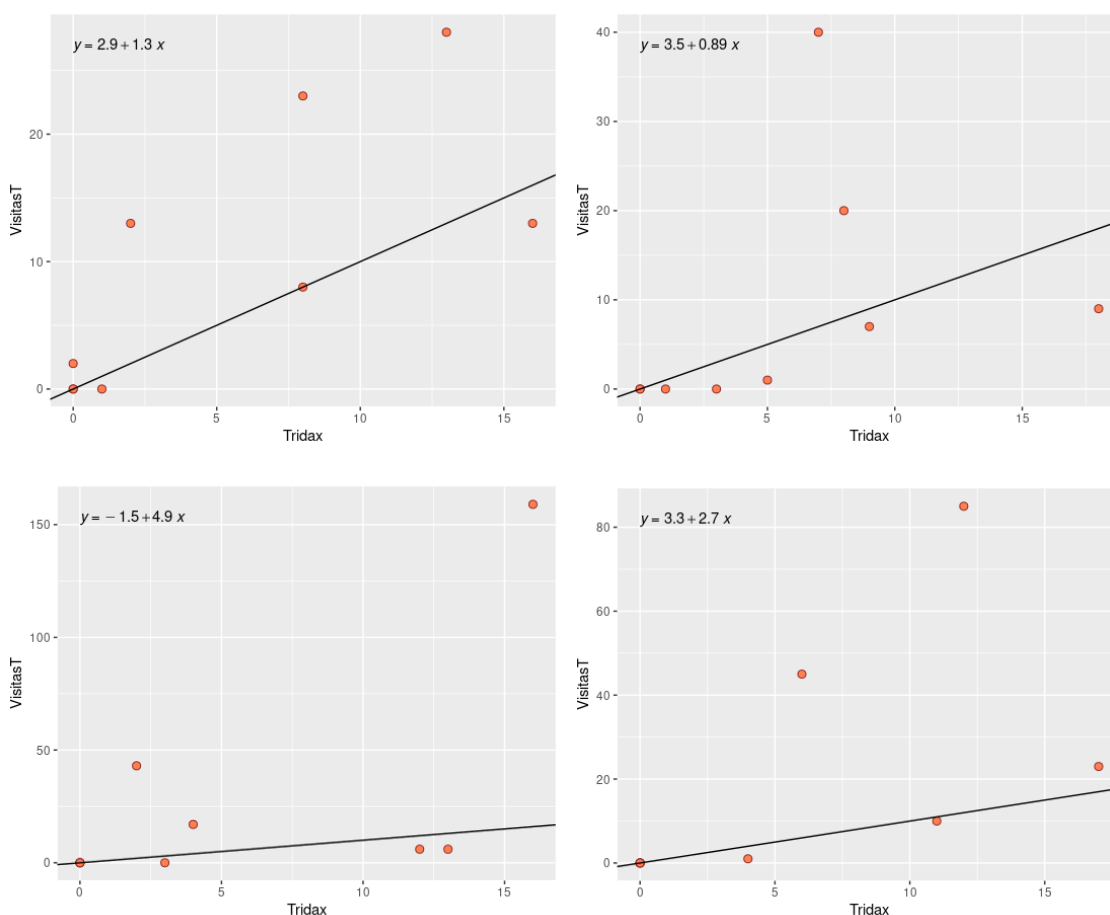


Figura 10: Gráfico de correlação entre flores de *T. procumbens* e número de visitas em 1.Bancários, 2. Funcionários, 3.Costa do Sol, 4.UFPB

Para *R. grandiflora*, os resultados foram similares ao da *T. procumbens*, sendo no bairro dos Bancários o único a se observar relação significativa entre a densidade de flores e a abundância de visitantes florais ($R^2 = 0,82$; $p = 0,0004$) (Fig. 11).

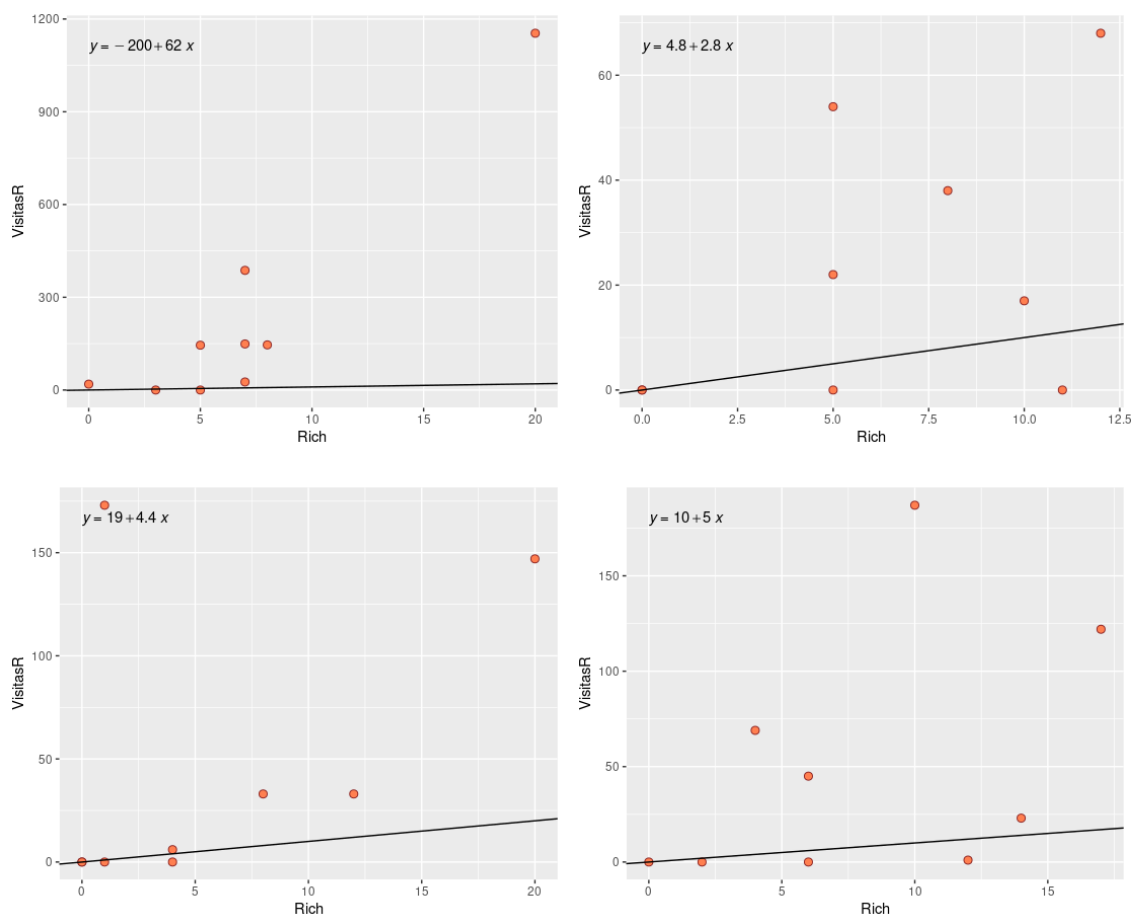


Figura 11: Gráfico de correlação entre flores de *R. grandiflora* e número de visitas 1.Bancários, 2. Funcionários, 3.Costa do Sol, 4.UFPB

Analisando a preferência dos visitantes pelas espécies de plantas, a mais visitada entre os protótipos foi *Richardia grandiflora*, tendo diferença entre as médias de visitação em todos os locais, sendo em média 225,11 visitas em *R. grandiflora* e 9,66 em *T. procumbens*, para o bairro Bancários; médias de 43,55 e 25,66 para Costa do Sol; 22,11 e 8,55 para Funcionários e, por fim, médias e 49,66 e 18,22 para UFPB. Apesar da diferença ocorrer em todos os locais, o teste t não demonstrou uma preferência significativa por alguma espécie ($p > 0.05$).

DISCUSSÃO

Os resultados da coleta ativa demonstraram diferenças entre as espécies de visitantes de cada local, sendo que a distribuição da espécie *Apis mellifera* pode ser explicada pela forte correlação negativa entre a quantidade de plantas herbáceas-arbustivas e o número de visitas, sendo a espécie mais presente em ambientes próximos a fragmentos florestais (CRUZ, 2013). Há uma correlação forte e positiva entre a quantidade de visitas de *A. mellifera* em ambientes com vegetação arbórea (CRUZ, 2013). Enquanto espécies de abelhas solitárias, ou com sociabilidade facultativa, como a *Augochlora* spp., as visitas ocorreram em maior quantidade no bairro Funcionários, que possui menor quantidade de vegetação no entorno. Essa espécie é mais generalista e, por não ser exigente com locais de nidificação, podendo nidificar no solo como 70% das abelhas solitárias, pode ocorrer em uma diversidade maior de ambientes (FRANKIE et al., 2009).

Analisando a similaridade entre as áreas, o dendrograma indica que realmente a matriz de vegetação pode ter uma influência na distribuição das espécies de polinizadores. Como no trabalho feito na Argentina, onde também foi constatado que há uma correlação negativa entre a quantidade de ruas da paisagem e a riqueza de artrópodes (SÁNCHEZ-DOMÍNGUEZ et al., 2020). Outro fator que pode influenciar na diversidade do telhado é sua altura. Estruturas ao nível do solo têm uma diversidade maior que em estruturas elevadas (WU, 2019; SÁNCHEZ-DOMÍNGUEZ, et al., 2020).

Um fator preocupante é a raridade de alguns grupos de polinizadores, como os Syrphidae, que ocorreu em apenas um local, e espécies de Lepidoptera que são encontrados apenas no local com percentual maior de fragmentos florestais (Tabela 2). O mesmo foi identificado na cidade de Paris, onde a presença de fragmentos florestais era escassos, não foi registrada presença de lepidópteros e coleópteros durante os dois meses observados no trabalho (DUZSA et al., 2020).

Com relação aos horários de visitas e picos de visitação, o número mais alto de visitas das 8h às 10h pode ser explicado por alguns fatores: o comportamento de forrageio dos visitantes florais relacionados à intensidade luminosa, temperatura e umidade (TSURUDA & PAGE, 2009) e a maior abundância de recursos florais nesse horário, visto que é próximo ao horário de abertura floral (Figs. 4 e 5), porém outros

fatores abióticos podem ajudar a compreender o comportamento de visitas na faixa de horário de pico. Como no trabalho feito por BERTHON et al. (2015), o vento, além da temperatura, umidade e luminosidade, interfere na capacidade de voo e tempo para percorrer uma distância menor de forrageio, o que limita a diversidade e abundância de recursos a um raio menor em relação ao ninho.

Mesmo com fatores relacionados à temperatura, como ilhas de calor, também interferirem no comportamento dos visitantes florais, acelerando a desidratação dos indivíduos e reduzindo a capacidade de forrageio (CORREIA et al., 2017; MARDAN; KEVAN, 2002.), os resultados obtidos no atual trabalho evidenciam uma alternativa para mitigar esses aspectos, com a correlação positiva entre o aumento de temperatura e as visitas em alguns dos locais, mesmo não sendo significativa existe alguma influência a ser observada (Fig. 9). Essa correlação ocorreu mais fortemente nos bairros onde a cobertura vegetal no entorno era menor (Bancários e Funcionários), o que corrobora a serventia da estrutura como conectividade entre fragmentos.

A influência dos fatores bióticos, como diversidade de recursos, abundância de nichos para nidificação, predação e conectividade de paisagens, que detém tanto os recursos abióticos quanto nos bióticos, interferem e são fundamentais na mobilidade dos visitantes florais (MAIA-SILVA et al., 2015; WILSON & MACARTHUR, 1967). A quantidade de flores, tanto de *T. procumbens* quanto de *R. grandifolia*, tem uma correlação positiva com a abundância de visitas, no entanto, não justifica efetivamente tal abundância. Fatores como a diversidade vegetal do entorno podem ser uma justificativa para abundância, já que populações maiores são encontradas em remanescentes vegetais maiores e a dinâmica de movimentação diminui o risco de extinção das metapopulações (WILSON & MACARTHUR, 1967; HANSKI, 1998).

Assim como a abundância, uma justificativa para diversidade encontrada apresentar uma grande diferença entre os locais, é que a diversidade maior em áreas com maior cobertura vegetal no entorno, tendem a seguir a premissa que maior a área maior a diversidade, ou seja, fragmentos maiores no entorno dos telhados fazem a diversidade beta dos telhados serem maiores (BUCHHOLZ et al., 2020).

Ambientes urbanos são desfavoráveis à diversidade e abundância de artrópodes (FENOGLIO et al., 2020), logo, telhados verdes podem ter um impacto direto na diversidade dos visitantes, como visto por WU (2019), que em telhados com plantas

nativas e circundados por vegetação nativa tem um impacto positivo na abundância e diversidade, mesmo não sendo tão diverso quando pradarias, parques e outros ambientes terrestres (WU, 2019).

Para efeito de conectividade o telhado verde cumpre seu papel, fornecendo à biodiversidade de visitantes florais fontes de recursos florais, locais para nidificação, tanto para vespas quanto para abelhas solitárias como a *Augochlora* sp., trampolins ecológicos para espécies de artrópodes e trazem ao ser humano uma interação direta com a natureza, redução da poluição visual, redução das ilhas de calor e uma melhoria nas belezas cênicas urbanas (WILSON & MACARTHUR, 1967; WU, 2019; MNISI, et al., 2021).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Portanto, é conclusivo que estruturas verdes têm um impacto na diversidade do local servindo como conectores artificiais entre os fragmentos, atuando como parte de corredores ecológicos e *stepping stones*, fonte alternativa de recursos e, impactando consequentemente, na dinâmica de forrageio das espécies.

A abundância de visitantes nos telhados de matriz urbana evidencia a importância dessas estruturas. Outras variáveis podem ser analisadas para enriquecer o trabalho, como cobertura impermeável dos locais, diversidade vegetal do entorno e tipo de comportamento das espécies, por exemplo. Contudo, com os resultados atuais, já é possível concluir que conciliar a ocupação humana com a biodiversidade é importante e pode favorecer o convívio entre as espécies e sua diversidade.

REFERÊNCIAS

A.D. Barnosky, N. Matzke, S. Tomiya, G.O.U. Wogan, B. Swartz, T.B. Quental, C. Marshall, J.L. McGuire, E.L. Lindsey, K.C. Maguire, B. Mersey, E.A. Ferrer, Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471 (2011) 51–57, <https://doi.org/10.1038/nature09678>.

Aleixo, K. P., de Faria, L. B., Groppo, M., Castro, M. M. do N. & da Silva, C. I. Spatiotemporal distribution of floral resources in a Brazilian city: Implications for the maintenance of pollinators, especially bees. *Urban For. Urban Green*. 13, 689–696 (2014).

Berardi, Umberto, GhaffarianHoseini, AmirHosein, Ali, GhaffarianHoseini, 2014. State-of- the-Art analysis of the environmental benefits of green roofs. *Appl. Energy* 115 (February), 411–428.

Berthon, K., et al. 2015. Confirmed at last: green roofs add invertebrate diversity. State of Australian Cities Conference.

Bianchi FJJA, Booij CJH, Tscharrntke T (2006) Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proc R Soc Biol Sci Ser B* 273: 1715–1727. doi:10.1098/rspb.2006.3530.

Björkman, M., Hambäck, P.A., Hopkins, R.J., Råmert, B., 2010. Evaluating the enemies hypothesis in a clover-cabbage intercrop: effects of generalist and specialist natural enemies on the turnip root fly (*Delia floralis*). *Agric. For. Entomol.* 12, 123–132. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2009.00452.x>.

Blank, L., Vasl, A., Schindler, B.Y., Kadas, G.J., Blaustein, L., 2017. Horizontal and vertical island biogeography of arthropods on green roofs: a review. *Urban Ecosyst.* 20, 1–7. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0639-9>.

Braman, S. K., Pendley, A. F., & Corley, W. (2002). Influence of commercially available wildflower mixes on beneficial arthropod abundance and predation in turfgrass. *Environmental Entomology*, 31, 564–572.

Brown, J. C. & Albrecht, C. The effect of tropical deforestation on stingless bees of the genus *Melipona* (Insecta: Hymenoptera: Apidae: Meliponini) in central Rondonia, Brazil. *J. Biogeogr.* 28, 623–634 (2006).

Buchholz, S., Gathof, A. K., Grossmann, A. J., Kowarik, I. & Fischer, L. K. Landscape and Urban Planning Wild bees in urban grasslands : Urbanisation , functional diversity and species traits. *Landsc. Urban Plan.* 196, 103731 (2020). doi:10.1016/j.landurbplan.2019.103731.

Burghardt, K. T., Tallamy, D. W. & Gregory Shriver, W. Impact of native plants on bird and butterfly biodiversity in suburban landscapes. *Conserv. Biol.* 23, 219–224 (2009).

Carter, T., & Fowler, L. (2008). Establishing Green Roof Infrastructure Through Environmental Policy Instruments. *Environmental Management*, 42(1), 151–164. doi:10.1007/s00267-008-9095-5.

Carvalho, D. M. 2013. Interação abelha-planta em sistemas agrícolas: forças de interação e nichos tróficos. Dissertação (Mestrado em Zoologia). Universidade Estadual de Feira de Santana. 48p.

Carvalho, L. G., Kunin, W. E., Keil, P., Aguirre-Gutiérrez, J., Ellis, W. N., Fox, R., ... & Van de Meutter, F. (2013). Species richness declines and biotic homogenisation have slowed down for NW-European pollinators and plants. *Ecology letters*, 16(7), 870- 878.

CORREIA, F. C. DA S. et al. INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA E UMIDADE NAS ATIVIDADES DE VOO DE OPERÁRIAS DE *Melipona eburnea* (Apidae, Meliponina). *Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoologia da UNIPAR*, v. 20, n. 2, p. 65–70, 2017.

CRUZ, Renata Marinho. Abelhas visitantes florais de *Richardia grandiflora* (Rubiaceae) ao longo de um gradiente urbano-rural. Orientador: Martins, Celso Feitosa. 2013. 60 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa - PB, 2013. Disponível em: <https://repositorio.ufpb.br/jspui/handle/tede/4137>.

DAFNI, A.; KEVAN, P. G.; HUSBAND, B. C. *Practical Pollination Biology*. Ontario, Canada, 2005.

Dusza, Y., Kraepiel, Y., Abbadie, L., Barot, S., Carmignac, D., Dajoz, I., Gendreau, E., Lata, J. C., Meriguet, J., Motard, E., & Raynaud, X. (2020). Plant-pollinator interactions on green roofs are mediated by substrate characteristics and plant community composition. *Acta Oecologica*, 105(May), 103559. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103559>.

Edwards, D.P., Ansell, F.A., Ahmad, A.H., Nilus, R., Hamer, K.C., 2009. The value of rehabilitating logged rainforest for birds. *Conserv. Biol.* 23, 1628–1633. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01330.x>.

Emilsson T. Vegetation development on extensive vegetated green roofs: influence of substrate composition, establishment method and species mix. *Ecol Eng* 2008;33:265–77.

Fabián, D., González, E., Sánchez SÁNCHEZ-DOMÍNGUEZ, M. V., Salvo, A., & Fenoglio, M. S. (2021). Towards the design of biodiverse green roofs in Argentina: Assessing key elements for different functional groups of arthropods. *Urban Forestry and Urban Greening*, 61(June 2020). <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127107>.

Fenoglio, M.S., Rossetti, M.R., Videla, M., 2020. Negative effects of urbanization on terrestrial arthropod communities: a meta-analysis. *Glob. Ecol. Biogeogr.* <https://doi.org/10.1111/geb.13107>.

Filazzola, A., Shrestha, N., & MacIvor, J. S. (2019). The contribution of constructed green infrastructure to urban biodiversity: A synthesis and meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*. doi:10.1111/1365-2664.13475.

FLL. Guidelines for the planning, construction and maintenance of green roofing. Landscape Development and Landscaping Research Society e.V. (FLL); 2018.

Frankie, G.W., Thorp, R.W., Hernandez, H., Rizzardi, M., Ertter, B., Pawelek, J.C., Witt, S.L., Schindler, M., Coville, R., Wojcik, V.A., 2009. Native bees are a rich natural resource in urban California gardens. *Calif. Agricult.* 63, 113–120.

G. Ceballos, P.R. Ehrlich, R. Dirzo, Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines, *Proc. Natl. Acad. Sci.* (2017), <https://doi.org/10.1073/pnas.1704949114> 201704949.

Gill, R. J., et al. 2016. Chapter Four - Protecting an Ecosystem Service: Approaches to Understanding and Mitigating Threats to Wild Insect Pollinators. Pages 135–206 in G. Woodward and D. A. Bohan, editors. *Advances in Ecological Research*. Academic Press.

Haaland, C., & Bersier, L. F. (2011). What can sown wildflower strips contribute to butterfly conservation? An example from a Swiss lowland agricultural landscape. *Journal of Insect Conservation*, 15, 301–309.

Hanski, I. Metapopulation dynamics. *Nature* 396, 41–49 (1998).

Holt, R. D. (2016). Green roofs may cast shadows. *Israel Journal of Ecology & Evolution*, 62, 15–22. <https://doi.org/10.1080/15659801.2015.1118844>.

Johnson, S. D., & Steiner, K. E. (2000). Generalization versus specialization in plant pollination systems. *Trends in Ecology & Evolution*, 15, 140–143.

Koh, L. P. & Gardner, T. A. 2010. Conservation in human-modified landscapes, p. 236-261. In: Sodhi, N. S & Ehrlich, P. E. (Eds.) Conservation biology for all. Oxford University Press. 344p.

Kambites, C. & Owen, S. (2006) Renewed prospects for green infrastructure planning in the UK , Planning, Practice & Research, 21:4, 483-496, DOI: 10.1080/02697450601173413

Li WC, Yeung KKA. A comprehensive study of green roof performance from environmental perspective. Int J Sustain Built Environ 2014;3:127–34.

Losey, J. E., & Vaughan, M. (2006). The economic value of ecological services provided by insects. *BioScience*, 56, 311–323. [https://doi.org/10.1641/00063568\(2006\)56\[311:TEVOES\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/00063568(2006)56[311:TEVOES]2.0.CO;2).

Lundholm, J. T. (2015). Spontaneous dynamics and wild design in green roofs. *Israel Journal of Ecology & Evolution*, 62(1-2), 23–31. doi:10.1080/15659801.2015.1025

MacArthur, Robert H. and Wilson, Edward O.. *The Theory of Island Biogeography*, Princeton: Princeton University Press, 2016. <https://doi.org/10.1515/9781400881376>

MacIvor, J. S., & Ksiazek, K. (2015). Invertebrates on Green Roofs. *Green Roof Ecosystems*, 333–355. doi:10.1007/978-3-319-14983-7_14.

MAIA-SILVA, C. et al. Survival strategies of stingless bees (*Melipona subnitida*) in an unpredictable environment, the Brazilian tropical dry forest. *Apidologie*, v. 46, n. 5, p. 631–643, 2015.

MARDAN, M.; KEVAN, P. G. Original article Critical temperatures for survival of brood and adult workers of the giant honeybee, *Apis dorsata* (Hymenoptera : Apidae). *Apidologie*, v. 33, n. 3, p. 295–301, 2002.

Matteson KC, Ascher JS, Langellotto GA (2008) Bee richness and abundance in New York City gardens. *Ann Entomol Soc Am* 101:140–150.

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

Mnisi, B. E., et al. 2021 Nectar gardens on school grounds reconnect plants, birds and people. *Biol. Conserv.* 257, 109087.

MOREIRA, Henrique José da Costa; BRAGANÇA, Horlandezan Belirdes Nippes. Manual de identificação de plantas infestantes: Cultivos de verão. 1. ed. Campinas - SP: [s. n.], 2010. 642 p. Disponível em: https://www.embrapa.br/trigo/transferencia-de-tecnologia/parceria-ocb/-/asset_publisher/NcEJiyaj6Jrz/document/id/13060932?inheritRedirect=false.

Pijl, L.V. & Dodson, C.H. 1969. *Orchid Flowers - their pollination and evolution*. Coral Gables, University of Miami Press.

Pott, A. & Pott, V. J. 1986. Inventário da flora apícola do Pantanal do Mato Grosso do Sul. *Boletim Informativo da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA)*, 3: p. 1- 18.

RStudio Team. 2020. *RStudio: Integrated Development for R*. RStudio, PBC, Boston, MA. <http://www.rstudio.com/>.

Real, L. 1983. *Pollination biology*. Orlando, Academic Press.

RELYA, Rick; RICKLEFS, Robert. *A Economia da Natureza*. 8. ed. rev. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2021. 586 p. ISBN 978-85-277-3761-6.

RECH, André Rodrigo et al. Síndromes de polinização: especialização e generalização in: *Biologia da Polinização*. 1. ed. Rio de Janeiro: Editora Projeto Cultural, 2014. v. 1, cap. 7, p. 171 - 181. ISBN 978-85-68126-01-1.

Root, R. B. (1973). Organization of a Plant-Arthropod Association in Simple and Diverse Habitats: The Fauna of Collards (*Brassica Oleracea*). *Ecological Monographs*, 43(1), 95–124. doi:10.2307/1942161

Ruiz De Clavijo, E. (2005). The reproductive strategies of the heterocarpic annual *Calendula arvensis* (Asteraceae). *Acta Oecologica*, 28(2), 119–126. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2005.03.004>

Sánchez Domínguez, M. V., González, E., Fabián, D., Salvo, A., & Fenoglio, M. S. (2020). Arthropod diversity and ecological processes on green roofs in a semi-rural area of Argentina: Similarity to neighbor ground habitats and landscape effects. *Landscape and Urban Planning*, 199(April), 103816. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103816>

Silveira; F. A.; Melo, G. A. R. & Almeida, E. A. B. 2002. *Abelhas brasileiras: sistemática e identificação*. 1 ed. Fernando A. Silveira. 253p.

Thuring, C., & Grant, G. (2016). The biodiversity of temperate extensive green roofs—a review of research and practice. *Israel Journal of Ecology & Evolution*, 62, 44–57. <https://doi.org/10.1080/15659801.2015.1091190>

Troll, C. 1971. Landscape ecology (geo-ecology) and biogeocenology: a terminological study. *Geoforum* 8: 43-46.

Tsuruda, J. M., & Page, R. E. (2009). The effects of foraging role and genotype on light and sucrose responsiveness in honey bees (*Apis mellifera* L.). *Behavioural Brain Research*, 205(1), 132–137. <https://doi.org/10.1016/j.bbr.2009.07.022>

Tzoulas, K. et al. Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landsc. Urban Plan.* 81, 167–178 (2007). doi:10.1016/j.landurbplan.2007.02.001.

VOGEL, S. 1954. Blütenbiologische Typen als Elemente der Sippengliederung, dargestellt anhand der Flora Südafrikas. Botanische Studien, 1 1-338 in: RECH, André Rodrigo et al. Síndromes de polinização: especialização e generalização in: Biologia da Polinização.. 1. ed. Rio de Janeiro: Editora Projeto Cultural, 2014. v. 1, cap. 7, p. 171 - 181. ISBN 978-85-68126-01-1.

Von Thaden, J. et al. Contributions of green spaces and isolated trees to landscape connectivity in an urban landscape. Urban For. Urban Green. 64, (2021). doi:10.1016/j.ufug.2021.127277

WWF, Living Planet Report: Risk and Resilience in a New Era, (2016) doi:978-2-940529-40-7.

Williams, N.S., Lundholm, J., MacIvor, J., 2014. Do green roofs help urban biodiversity conservation? J. Appl. Ecol. 51, 1643–1649. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12333>

Wintle, B.A., Kujala, H., Whitehead, A., Cameron, A., Veloz, S., Kukkala, A., Bekessy, S. A., 2019. Global synthesis of conservation studies reveals the importance of small habitat patches for biodiversity. Proc. Natl. Acad. Sci. 116 (3), 909–914. <https://doi.org/10.1073/pnas.1813051115>.

Wu, T. Abundance and diversity of pollinators on green roofs are affected by environmental factors. IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci. 358, (2019). doi:10.1088/1755-1315/358/2/022053.

Yvila, B., Santos, M., & Lima, G. D. O. (2006). *Tridax procumbens* L. (ASTERACEAE): IMPORTANCIA DO SISTEMA DE POLINIZAÇÃO GENERALISTA EM UMA ÁREA PERTURBADA. 83.