

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CENTRO-OESTE, UNICENTRO-PR

**SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS E QUALIDADE DE
FRAGMENTOS FLORESTAIS URBANOS**

TESE DE DOUTORADO

JÉSSICA THALHEIMER DE AGUIAR

IRATI, PR

2021

JÉSSICA THALHEIMER DE AGUIAR

**SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS E QUALIDADE DE FRAGMENTOS FLORESTAIS
URBANOS**

Tese apresentada à Universidade Estadual do Centro-Oeste, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, área de concentração em Manejo Sustentável de Recursos Florestais, para a obtenção do título de Doutora.

Prof. Dr. Rogério Bobrowski

Orientador

Prof^ª Dr^ª Flávia Gizele König Brun

Coorientadora

Prof. Dr. Pedro Higuchi

Coorientador

IRATI, PR

2021

Catálogo na Publicação Rede de
Bibliotecas da UNICENTRO

A283s Aguiar, Jéssica Thalheimer de
Serviços ecossistêmicos e qualidade de fragmentos florestais urbanos /
Jéssica Thalheimer de Aguiar. -- Irati, 2021.
xvi, 127 f. : il. ; 28 cm

Tese (doutorado) - Universidade Estadual do Centro-Oeste, Programa de
Pós-Graduação em Ciências Florestais, área de concentração em Manejo
Sustentável de Recursos Florestais, 2021.

Orientador: Rogério Bobrowski

Coorientadora: Flávia Gizele König Brun

Coorientador: Pedro Higuchi

Banca examinadora: Rogério Bobrowski, Jaçanan Eloisa de Freitas
Milani, Marcelo Vieira Ferraz, Angeline Martini, Everaldo Marques de Lima
Neto

Bibliografia

1. Diversidade Ecológica. 2. Interceptação da Chuva. 3. Estoque de
Carbono. 4. Estimativa da Qualidade. I. Título. II. Programa de Pós-
Graduação em Ciências Florestais.

| CDD 634.9



UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CENTRO-OESTE/UNICENTRO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO - PROPESP
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS - PPGF


TERMO DE APROVAÇÃO


Defesa Nº 33


Jéssica Thalheimer de Aguiar

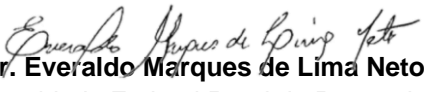
“SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS E QUALIDADE DE FRAGMENTOS FLORESTAIS URBANOS”


Tese aprovada em 01/12/2021, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor, no Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, área de concentração em Manejo Sustentável de Recursos Florestais, da Universidade Estadual do Centro-Oeste, pela seguinte Banca Examinadora:


Dra. Jaçanara Eloisa de Freitas Milani
Universidade Federal de Mato Grosso
Primeira Examinadora


Dr. Marcelo Vieira Ferraz
Universidade Estadual Paulista
Segundo Examinador


Dra. Angeline Martini
Universidade Federal de Viçosa
Terceira Examinadora


Dr. Everaldo Marques de Lima Neto
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Quarto Examinador


Dr. Rogério Bobrowski
Universidade Estadual do Centro-Oeste
Orientador e Presidente da Banca Examinadora

Irati – PR
2021

Home Page: <http://www.unicentro.br>

Campus Santa Cruz: Rua Salvatore Renna – Padre Salvador, 875, Bairro Santa Cruz – Cx. Postal 3010 – Fone: (42) 3621-1000 – FAX: (42) 3621-1090
CEP 85.015-430 – GUARAPUAVA – PR

Campus Cedeteg: Alameda Élio Antonio Dalla Vecchia, 838, Bairro Vila Carli – Fone: (42) 3629-8100 – CEP 85.040-167 – GUARAPUAVA – PR

Campus de Irati: Rua Professora Maria Roza Zanon de Almeida, Bairro Engenheiro Gutierrez – Cx. Postal, 21 – Fone: (42) 3421-3000
CEP 84.505-677 – IRATI – PR

Aos meus pais, Edith e Aguiar, por
sempre acreditarem em mim, por todo o carinho
preocupação e incentivo

À minha avó Maria (*in memoriam*), que desde
que soube que eu faria doutorado não hesitava
em dizer “minha neta vai ser doutora das florestas”
o que me deu ainda mais motivos
para lhe deixar orgulhosa onde estiver

Ao meu sobrinho e afilhado Bernardo,
que mesmo sem saber, me inspira diariamente
e me dá forças para continuar.

Dedico

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus, pela luz divina que me guia, ampara, protege e fortalece no caminho do bem sem me deixar desanimar nos momentos de dificuldade. Agradeço a Ele também por manter meus pais ao meu lado, com saúde diante dos dias difíceis que passamos no auge da pandemia de 2021.

Aos meus pais, agradeço pela educação, por terem me ensinado valores e me ensinado a andar. Por nunca terem deixado de confiar em mim, pelo amor incondicional, pelo incentivo, por entenderem as minhas faltas e momentos de afastamento e reclusão e por me mostrarem o quanto era importante estudar, mesmo não tendo eles a mesma oportunidade no passado.

Agradeço a minha irmã que é meu porto seguro, para quem eu corro quando a corda aperta, agradeço pela união entre nós, por ser minha amiga acima de tudo, por acreditar em mim e por ter me dado o melhor presente da vida, que é o Bernardo.

Ao meu Orientador Professor Dr. Rogério Bobrowski, agradeço primeiramente pela confiança que depositou em mim, por ter aceitado o desafio de estudar ecologia urbana, por não ter medido esforços para que eu evoluísse desde a docência até a parte escrita da tese. Agradeço também pelos ensinamentos, não só dentro da sala de aula, mas no convívio diário.

Aos meus coorientadores Professora Dra. Flávia Brum e Professor Dr. Pedro Higuchi, por terem contribuído na construção deste trabalho, tendo participado de forma determinante para que ele acontecesse.

Aos colegas do Laboratório de Silvicultura Urbana: Renato, Lucas, João, Lohran e Jonathan pela ajuda na coleta de dados, pelo companheirismo diário, foram anos de trabalho e aprendizado. E de forma especial ao Tarik, Lisi e Sidnei por estarem sempre presentes, fazendo meus dias melhores, com os quais criei laços de amizade o que permitiu que um desse força ao outro para seguir.

Ao Tarik ainda, por ser meu abrigo durante esses últimos, em que se fez lar, era pra onde eu corria quando a “corda apertava” e vice-versa, agradeço por ser termos nos tornado família, assim como o Luiz, que de vizinho se tornou irmão e a Lisi que além de nossa manicure, foi nossa companheira para todos os momentos durante esse período, obrigada minha família do coração de Irati.

Ao meu amigo Luis Paulo, que desde a graduação me incentiva a ir em busca de desafios, me dá força e me ajuda sempre que preciso. Porque se for pra tudo dar errado, quero que seja com você!

Ao Matheus, que mesmo tendo entrado na minha vida nessa reta final de doutorado, me auxiliou de forma significativa para que eu concluísse a tese, agradeço por todo amor e cuidado durante esses últimos meses.

A CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela concessão da bolsa de estudo.

Enfim, toda minha família e amigos que me incentivaram e contribuíram para que fosse possível concluir este trabalho, afinal, “a vida não se coloca em análise de regressão e não é pelo valor p que descobrimos a significância das pessoas na nossa trajetória”.

SUMÁRIO

Resumo	13
Abstract.....	14
Introdução Geral	15
CAPÍTULO 1: PADRÕES FLORÍSTICOS, ESPACIAIS E DE DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBOREAS EM FRAGMENTOS NO GRADIENTE URBANO-RURAL	
Introdução	17
Hipótese	18
Objetivo Geral	18
Objetivos Específicos	19
Metodologia.....	19
Resultados e Discussão.....	29
Considerações Finais	43
Referências	43
CAPÍTULO 2: QUÃO IMPORTANTE PODE SER UM FRAGMENTO FLORESTAL URBANO PARA OFERTAR SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS?	
Introdução	51
Hipótese	52
Objetivo Geral	52
Objetivos Específicos	53
Metodologia.....	55
Resultados e Discussão.....	59
Considerações Finais	65
Referências	66
CAPÍTULO 3: FRAGMENTOS FLORESTAIS ISOLADOS EM ÁREA URBANA MANTÉM A CAPACIDADE REGENERATIVA E RESILIÊNCIA ECOLÓGICA	
Introdução	76
Hipótese	78
Objetivo Geral	78
Objetivos Específicos	78
Metodologia.....	78
Resultados e Discussão.....	85
Considerações Finais	99
Referências	100
CAPÍTULO 4: PROPOSIÇÃO METODOLÓGICA PARA DETERMINAR A QUALIDADE DE FRAGMENTOS DA FLORESTA URBANA	
Introdução	105
Hipótese	106

Objetivo Geral	106
Objetivos Específicos	107
Metodologia.....	107
Resultados e Discussão.....	114
Considerações Finais	118
Referências	119
Considerações Gerais	123
Anexos	124

RESUMO

Jéssica Thalheimer de Aguiar. Serviços Ecossistêmicos e Qualidade de Fragmentos Florestais Urbanos

Considerando a expansão das áreas urbanas, o entendimento de como os processos ecológicos funcionam nessas áreas tornou-se necessário para a manutenção da diversidade ecológica. Sendo assim, o objetivo desse estudo consistiu em avaliar a qualidade de fragmentos florestais urbanos da cidade de Irati, Paraná, e a capacidade de oferta de serviços ecossistêmicos em comparação a fragmento rural em unidade de conservação federal (FLONA). Para isso, considerou-se uma área de 1,0 ha para cada fragmento, dada a área máxima de um dos fragmentos urbanos. Nestes locais foram realizadas as seguintes avaliações: levantamento florístico dos estratos adulto e regenerante do componente arbóreo, distribuição espacial das espécies mais abundantes, avaliação do banco de sementes e chuva de sementes, capacidade de interceptação da água da chuva e estoque de carbono. No levantamento florístico (50 parcelas de 10,0 x 20,0 m), considerando todos os indivíduos com $DAP \geq 10$ cm, foram mensuradas as variáveis DAP, altura total e identificação das espécies. Para a distribuição espacial das espécies foram tomadas coordenadas métricas de localização na parcela de todos os indivíduos em relação aos eixos X e Y. Foi realizado o levantamento da regeneração em parcelas de 1,0 x 20,0 m considerados os indivíduos da classe 1 (até 1 m de altura), classe 2 (1-3 m) e classe 3 (>3 m e $DAP \leq 5$ cm). Em cada parcela de regeneração foi feita avaliação do banco de sementes (sazonalmente) e chuva de sementes (mensalmente). Em cada fragmento foram instalados nove pluviômetros distribuídos fora, na borda e no centro de cada área de estudo com intuito de avaliar a capacidade de interceptação da água da chuva, as avaliações foram realizadas mensalmente no meio de cada estação do ano. O estoque de carbono foi estimado para as três áreas a partir de diferentes modelos. Foi feita uma proporção entre as variáveis ambientais e partir dessa calculado a qualidade florestal e a correlação dessas variáveis com a qualidade a fim de gerar um modelo estatístico a partir das variáveis correlacionadas a fim de determinar a qualidade ambiental de um fragmento florestal urbano. De forma geral, a área urbana apresentou simplificação florística ou seja, menores índices de diversidade quando comparado a um ambiente conservado, ainda assim, foi possível evidenciar os benefícios ambientais da mesma a partir dos serviços ecossistêmicos analisados. Além disso, foi possível gerar um modelo que permite avaliar a qualidade ambiental de fragmentos florestais urbanos a partir de variáveis ambientais que são consideradas importantes para todo o tipo de área verde. A utilização do modelo gerado será de extrema importância e necessidade, levando em consideração a escassez dos estudos sobre áreas verdes urbanas e ainda considerando os inúmeros benefícios das mesmas.

Palavras-Chave: Diversidade ecológica, Interceptação da Chuva, Estoque de Carbono, Estimativa da Qualidade.

ABSTRACT

Jéssica Thalheimer de Aguiar. Ecosystem Services and Quality of Urban Forest Fragments.

Considering the expansion of urban areas, an understanding of how ecological processes work in these areas has become necessary for the maintenance of ecological diversity. Therefore, the objective of this study was to evaluate the quality of urban forest fragments in the city of Irati, Paraná, and the capacity to offer ecosystem services compared to a rural fragment in a federal protected area (FLONA). For this, an area of 1.0 ha was considered for each fragment, given the maximum area of one of the urban fragments. In these places, the following evaluations were carried out: Floristic survey of the adult and regenerating strata of the tree component, spatial distribution of the most abundant species, evaluation of the seed bank and seed rain, rainwater intercept capacity and carbon stock. In the floristic survey (50 plots of 10.0 x 20.0 m), considering all individuals with $DBH \geq 10$ cm, the variables DBH, total height and species identification were measured. For the spatial distribution of the species, metric coordinates of location were taken in the plot of all individuals in relation to the X and Y axes. The survey of regeneration was carried out in plots of 1.0 x 20.0 m considering individuals of class 1 (up to 1 m in height), class 2 (1-3 m) and class 3 (>3 m and $DBH \leq 5$ cm). In each regeneration plot the seed bank (seasonally) and seed rain (monthly) were evaluated. Nine rain gauges were installed in each fragment, distributed outside, on the edge and in the center of each study area in order to assess the rainwater interception capacity, the evaluations were carried out monthly in the middle of each season of the year. The carbon stock was estimated for the three areas using different models estimated by Chave, Ratuchne and Martins. A proportion was made between the environmental variables and from this calculated the forest quality and the correlation of these variables with the quality in order to generate a statistical model from the correlated variables in order to determine the environmental quality of an urban forest fragment. In general, the urban green area presented floristic simplification, that is, lower diversity indices when compared to a conserved environment, even so, it was possible to evidence its environmental benefits from the analyzed ecosystem services. In addition, it was possible to generate a model that allows evaluating the environmental quality of the urban green area from environmental variables that are considered important for all types of green areas. The use of the generated model will be extremely important and necessary, taking into account the scarcity of studies on urban green areas and also considering their numerous benefits.

Keywords: Ecological Diversity, Rainfall Interception, Carbon Stock, Quality Estimation.

INTRODUÇÃO GERAL

A urbanização de áreas rurais ou naturais levou a mudanças expressivas nos ecossistemas em todo o mundo (HODGES; MCKINNEY, 2018). A área urbana mundial deverá triplicar entre 2000 e 2030, com um adicional de 5,9 milhões de km² de terras convertidos para uso do solo urbano (SETO et al., 2012). Ou seja, atualmente mais da metade da população mundial vive em vilas e cidades e esse número deve aumentar para 75% até 2050 (UN-Habitat, 2014).

Esse crescimento populacional vem modificando drasticamente as paisagens naturais das áreas urbanas e causando diversos impactos negativos, como a impermeabilização do terreno natural e a supressão da vegetação (OLIVEIRA, 2009) impactando o ciclo hidrológico, pois causa alterações na drenagem, elevando a possibilidade de ocorrência de enchentes e deslizamentos, impondo riscos à saúde e à vida humana (BENINI; MENDIONDO, 2015).

Por conta disso, à medida que as cidades se expandem, os gestores urbanos deveriam investir no aumento das áreas verdes urbanas, assim como na preservação e restauração de remanescentes florestais a partir da percepção de que todos esses espaços têm valor para a manutenção da biodiversidade (LEPCZYK et al., 2017). No entanto, as áreas urbanas costumam ser percebidas como selvas de concreto, com fauna e flora debilitadas, dominadas por espécies exóticas e homogêneas entre as regiões. Porém, na verdade, as áreas urbanas abrigam uma grande quantidade de espécies nativas e exóticas (IVES et al. 2016; ARONSON et al. 2017).

A diversificação de espécies no ambiente urbano depende do tamanho, da quantidade e da qualidade das áreas verdes, o que implica que em cidades com maior porcentagem de cobertura vegetal haja maior riqueza de espécies, ou seja, a qualidade de habitats internos de áreas verdes urbanas pode ter uma significativa influência na riqueza de espécies (BENINDE et al., 2015).

A riqueza de espécies em áreas urbanas implica em uma das formas de avaliar a qualidade do meio, que pode ser quantificada de acordo com os serviços ambientais gerados, ou seja, as cidades que fornecem mais áreas verdes para as pessoas podem proporcionar uma gama de benefícios conhecidos como serviços ecossistêmicos (SOMMEECHAI et al., 2018).

Dentre esses serviços cita-se as oportunidades de recreação, de prática de exercícios e da melhoria da saúde física e mental das pessoas (DADVAND et al., 2014; RICHARDS E FRIESS, 2015; VAN DER BERG, M. et al. 2016), a redução dos níveis de poluentes dispersados na atmosfera urbana (NOWAK et al., 2006) e o armazenamento de parte da água da chuva garantindo a redução do volume do escoamento superficial (SILVA; SANTOS, 2018).

A avaliação do papel dos fragmentos florestais, ainda que pequenos e isolados como os remanescentes florestais em sistemas urbanos, é particularmente importante porque essas áreas oferecem as opções mais comuns de conservação em áreas urbanizadas (WILKINS et al., 2015). Vários estudos têm focado a atenção no significado de conservação de elementos da paisagem urbana de forma isolada (THOMPSON et al., 2003; WOODWARD et al., 2003; GASTON et al., 2005). Assim, infere-se que um primeiro passo essencial para gerenciar ambientes urbanos de forma mais eficaz é uma compreensão mais completa da biodiversidade urbana (ANGOLD et al., 2006).

Ainda, uma compreensão das configurações espaciais (variação no tamanho e frequência das manchas florestais) que consistem em diferenças na cobertura florestal ao longo do gradiente de urbanização e entre cidades ainda é fragmentária e limitada a estudos de caso (NIELSEN et al., 2017). Destacando-se estudos que realizam a comparação de ecossistemas ao longo de gradientes de perturbação, ou diferentes níveis de perturbação urbana (HODGES; MCKINNEY, 2018).

Em termos de equações, até agora, a qualidade ambiental tem sido medida principalmente com avaliações de especialistas a partir de questionários a população, observações *in situ* e análises do Sistema de Informação Geográfica (SIG) (ZHANG et al., 2017), dessa forma há incógnitas ambientais para uma estimativa do valor de uma área florestal urbana, que incluem o estabelecimento de características de árvores, diversidade ecológica, prestação de serviços ecossistêmicos e resiliência florestal (SAMSON et al., 2017). Nesse sentido, as áreas urbanizadas apresentam desafios, mas também oportunidades para melhorar a resiliência e o funcionamento ecológico dos sistemas urbanos (ELMQVIST et al., 2013).

CAPÍTULO 1: PADRÕES FLORÍSTICOS, ESPACIAIS E DE DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM FRAGMENTOS NO GRADIENTE URBANO-RURAL

INTRODUÇÃO

O processo de urbanização que inclui a substituição de ecossistemas naturais por áreas antropogênicas tem gerado uma variedade de impactos alteradores de habitat, os quais operam em diferentes escalas espaciais e temporais (LOWRY et al., 2013; MCDONNELL; HAHS 2015; COOGAN et al., 2018). Por meio dessas diferentes escalas percebe-se que as cidades são um mosaico único de habitats com infraestruturas residenciais, comerciais, industriais e de infraestruturas naturais, entre os quais existem áreas verdes (BREUSTE et al., 2008; TAYLOR; HOCHULI, 2017).

As áreas verdes urbanas estão presentes em cidades consideradas biofílicas, as quais, tomam medidas que visam apoiar ativamente a afinidade entre cidadãos e a flora e fauna nativa (NEWMAN, 2013), contornando, ao mesmo tempo, os desafios sociais que a rápida urbanização traz, minimizando problemas por meio da utilização de plataformas integradas para adaptar as demandas dos cidadãos às necessidades da cidade, e vice-versa (KLEBERS; PITI, 2019). As áreas verdes de uma cidade são muito diversas e, além de jardins ou parques criados pelo homem, também existem fragmentos florestais naturais com espécies animais e vegetais (MICHOLAP et al., 2017; CAMPAGNARO et al., 2019). Essas áreas compreendem parques, florestas, trilhas ou ainda os espaços privados, que podem incluir os telhados verdes, quintais, áreas comuns de edifícios residenciais (ROY et al. 2012; WOLCH et al. 2014).

O valor das áreas verdes nos ecossistemas urbanos é inquestionável, visto que a vegetação urbana é essencial para a prestação de serviços ambientais, estéticos e recreativos, contribuindo para a qualidade de vida da população (BRANDER; KOETSE 2011; BUCHEL; FRANTZESKAKI, 2015). Assim, os elementos paisagísticos são fundamentais para o desenvolvimento bem-sucedido de estratégias urbanas sustentáveis que têm melhores respostas quando as áreas verdes são bem conectadas (DOBBS et al., 2011; XIAO et al., 2018).

As avaliações dos ecossistemas urbanos estão ganhando cada vez mais atenção nas últimas décadas, tanto no planejamento urbano quanto paisagístico, visto que esses espaços suportam elevada diversidade de animais e plantas que são adaptadas à mudança de habitat (SATTLER et al. 2010; SETO et al. 2012; WU, 2014). Consequentemente, essas áreas são frequentemente denominadas “novos ecossistemas” (CATFORD et al. 2013), pois as variáveis ambientais e a composição dos fragmentos florestais diferem fortemente dos ecossistemas

preservados e antropizados.

O estudo desses fragmentos antropizados ainda que pequenos e isolados, como os remanescentes florestais em sistemas urbanos, é importante visto que essas áreas oferecem as opções mais comuns de conservação em áreas urbanizadas (WILKINS et al., 2015; XIAO et al., 2018). Vários estudos têm focado a atenção no significado de conservação de elementos da paisagem urbana de forma isolada (THOMPSON et al., 2003; WOODWARD et al., 2003; GASTON et al., 2005).

Dentre esses estudos relacionados às árvores urbanas destacam-se os levantamentos florísticos da vegetação arbórea (VALE et al., 2017; SANTOS et al., 2018) e de fitossociologia de remanescentes florestais urbanos (SANTOS et al., 2018; BRUN et al., 2017). Assim, um primeiro passo essencial para gerenciar ambientes urbanos de forma mais eficaz é tentar compreender de forma mais abrangente e completa a diversidade urbana (ANGOLD et al., 2006), levando em consideração que a urbanização é uma das principais causas da perda de diversidade vegetal em escala local e regional (WANG et al., 2020).

Vale ressaltar que a perturbação urbana, ou seja, o rápido crescimento da cidade alterou radicalmente a paisagem com o aumento dos espaços construídos levando à degradação de manchas de vegetação que deteriorou a qualidade ambiental e representou uma ameaça à sua sustentabilidade (SIDDIQUE et al., 2020).

Dessa forma, torna-se essencial a compreensão de como as espécies de plantas se distribuem ao longo do gradiente urbano-rural (NIELSEN et al., 2017). Destacando-se estudos que realizam a comparação de ecossistemas ao longo de gradientes de perturbação, ou diferentes níveis de perturbação urbana como é o caso do gradiente urbano-rural (HODGES; MCKINNEY, 2018) que pode ser realizada a partir da análise fitossociológica, que permite caracterizar e comparar composições florísticas da arborização (SILVA et al. 2012; HIGUCHI et al., 2016).

HIPÓTESE

O fragmento florestal urbano apresenta diversidade florística alterada e/ou inferior em relação a um fragmento florestal rural em unidade de conservação federal.

OBJETIVO GERAL

O objetivo geral do estudo consistiu em verificar as mudanças do padrão da diversidade, similaridade florística e da distribuição espacial entre espécies florestas ao longo de um gradiente urbano-rural.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Abaixo estão apresentados os objetivos específicos do estudo, que consistiram em:

- Analisar distinções fitossociológicas de fragmentos florestais no gradiente urbano-rural;
- Determinar e comparar a diversidade florística destes fragmentos visando identificar as diferenças florísticas de um fragmento mais conservado para um menos conservado;
- Analisar a distribuição espacial das principais espécies amostradas para compreender relações ecológicas entre espécies.

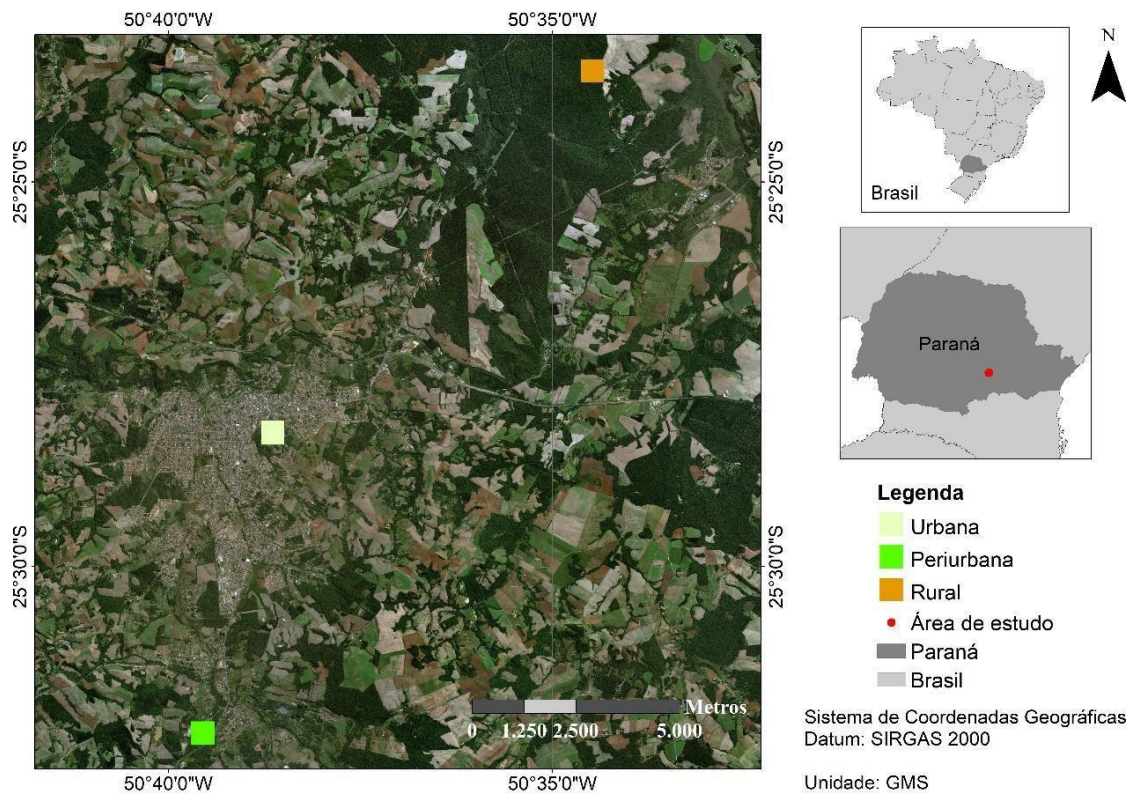
METODOLOGIA

O estudo foi realizado em três remanescentes florestais distintos sendo eles situados em uma área urbana, a qual é considerada uma área com elevado adensamento população, o segundo situado em uma área rural que corresponde a uma área com atividades primarias e a terceira, em uma área periurbana que se encontra em uma posição de transição entre espaços rurais e urbanos. A localização delas estão representadas na Figura 1. A área urbana e periurbana têm uma distância de aproximadamente 10 km uma da outra e a 24 km da área rural. Ambas estão situadas a cerca de 150 km da capital Curitiba, na região centro-sul do Estado do Paraná, dentro do ecossistema da Floresta Ombrófila Mista (FOM).

O clima local é do tipo Cfb na classificação de Köppen-Geiger, com verão ameno e inverno com ocorrências de geadas frequentes e severas, mas sem estação seca definida. As temperaturas médias anuais de 17,5°C, média mensal de precipitação pluviométrica de 193,97 mm e anual chega a 1.582 mm, com umidade relativa do ar mensal média de 80,3% (SCHALLENBERGER et al.,2010).

A terceira área está localizada em zona rural na região centro-sul do estado do Paraná, entre os municípios de Fernandes Pinheiro, Imbituva, Irati e Teixeira Soares. A Floresta Nacional (FLONA) de Irati é uma Unidade de Conservação de Uso Sustentável (administrada pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade –ICMBio) e compreende 3.618,21 hectares, com 43,82% de sua área sendo ocupados por cobertura florestal nativa sendo considerada a maior área legalmente protegida no Paraná (MAZZA, 2006). As imagens ilustrativas das áreas podem ser observadas na Figura 2.

Figura 1. Localização das áreas de estudo, onde cada uma possui 1 ha de dimensão correspondente a Área Rural em Laranja – Floresta Nacional de Irati, Área Urbana em verde claro – Bosque São Francisco no centro de Irati/PR e Área Periurbana em verde – dependências da UNICENTRO de Irati/PR.

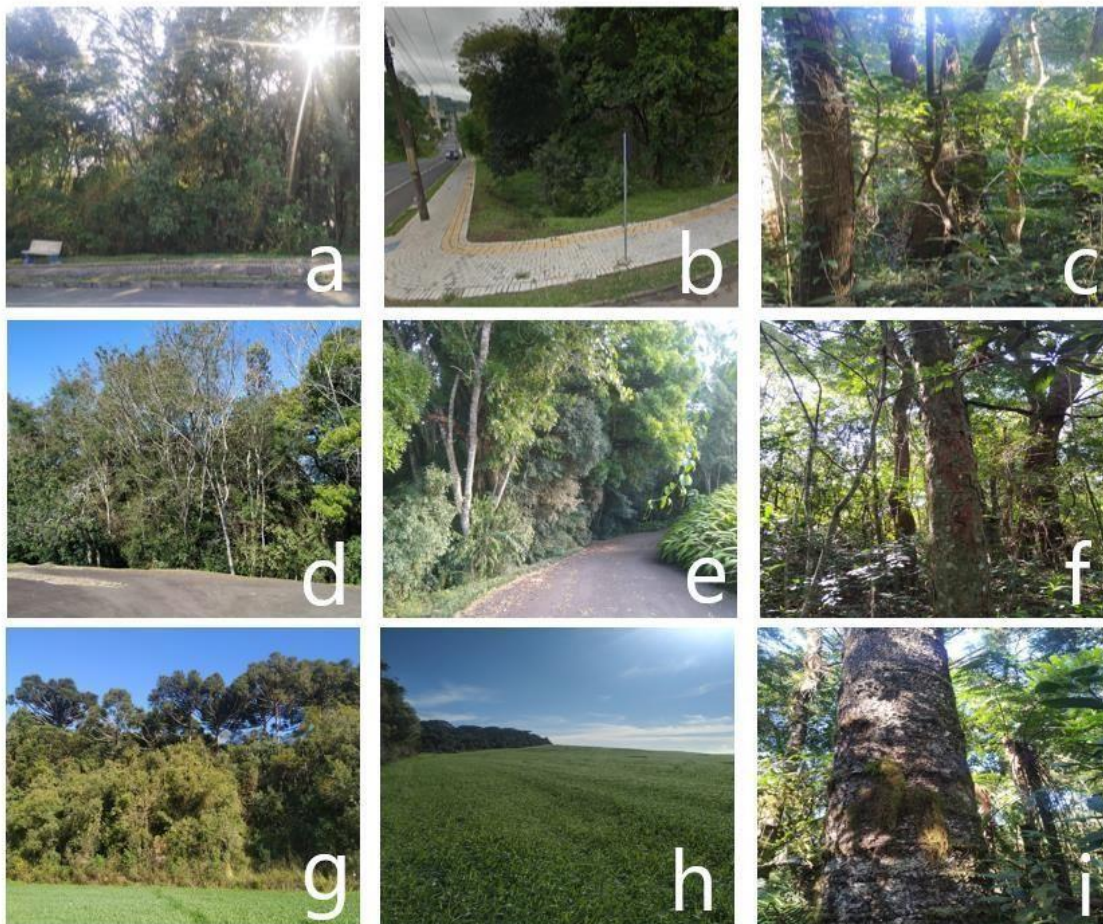


O Fragmento Florestal Urbano refere-se ao bosque São Francisco, que está localizado no centro da cidade de Irati-PR, com cerca de 1,0 ha de dimensão. Essa área conta com seu entorno composto por sistemas de iluminação, visto que é uma área pública, possui calçadas o que possibilita atividades de recreação ao ar livre, as ruas do entorno são asfaltadas, há construções residenciais em quase todo o seu redor e outra pequena parte conta com área sem edificação e cobertura vegetal arbórea.

O Fragmento Florestal Periurbano está situado em uma transição urbano-rural nas dependências da Universidade Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO) da cidade de Irati. Essa área florestal possui cerca de 32 ha de área total, sendo que, para a área estudada foram delimitados 1,0 ha com borda imediata, a qual conta com seu entorno

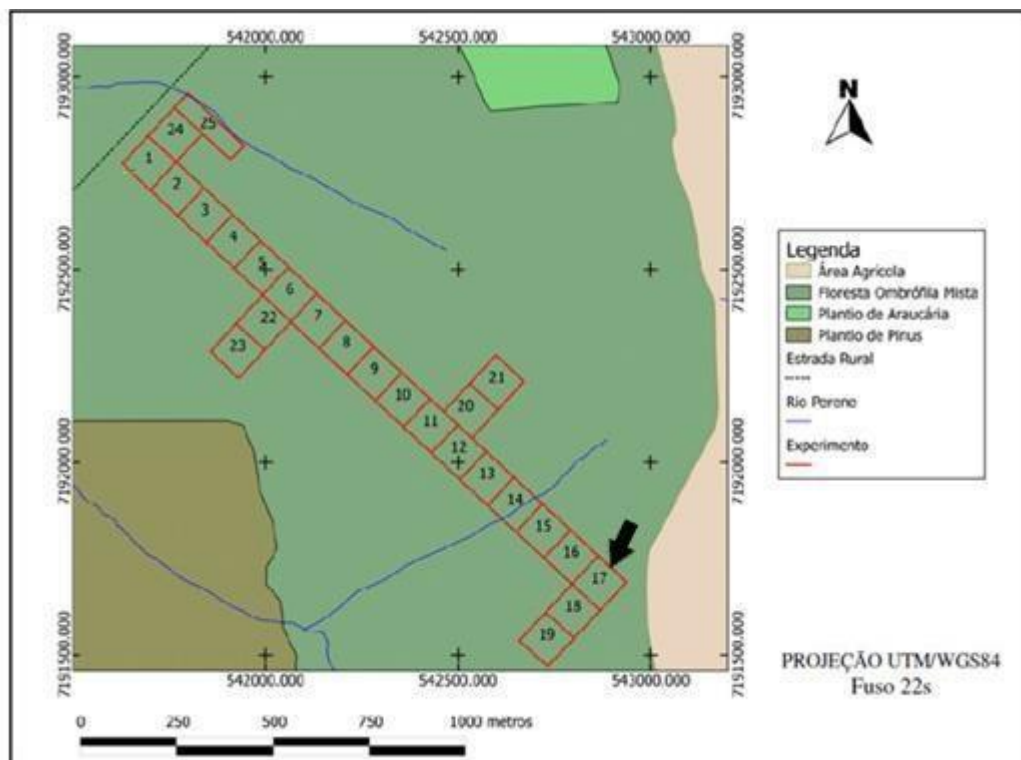
composto por calçada, construção dos blocos da Universidade e o restante cobertura vegetal arbórea. A borda imediata pode ser definida como a área de contato do fragmento com a sua matriz externa e as alterações nas condições físicas e biológicas que nela ocorrem são denominadas de efeito de borda (HARPER et al. 2005).

Figura 2. Imagem ilustrativa da representação do perfil de frente aos fragmentos florestais estudados, sendo (a) Área Urbana (d) Área Periurbana (g) Área Rural. Imagem do perfil tangencial dos fragmentos, sendo (b) Área Urbana (e) Área Periurbana (h) Área Rural e imagem do interior das áreas, sendo (c) Área Urbana (f) Área Periurbana e (i) Área Rural.



O Fragmento Florestal Rural está localizado na FLONA de Irati, que conta com uma área de 3.495 ha sendo uma Unidade de Conservação de Uso Sustentável em estágio avançado de sucessão (MAZZA, 2006). Nessa área, em 2002, foram instaladas 25 parcelas permanentes, as quais estão subdivididas em blocos de 1,0 hectare (Figura 3). Para esse estudo foram utilizados os dados do bloco 17 com destaque na figura, sendo o seu entorno limítrofe a propriedade rural. Esse bloco foi escolhido por possuir borda imediata, o que permite a comparação entre as outras áreas de estudo.

Figura 3. Localização dos blocos permanentes na Floresta Nacional de Irati, PR, com destaque do bloco 17 onde foi desenvolvido o estudo. Fonte: adaptado de Pottker (2012, p. 46).



Considerando a área urbana como limitante para a delimitação das outras áreas, pelo fato de possuir uma área total com pouco mais de 1,0 ha, as três áreas de estudo foram demarcadas em um total de 1,0 ha cada. Assim, a uniformização do tamanho das áreas permitiu fazer a correspondência para posteriores análises, sendo cada um desses locais divididos em 50 parcelas de 10 x 20 m para realização do levantamento florístico conforme a Figura 4.

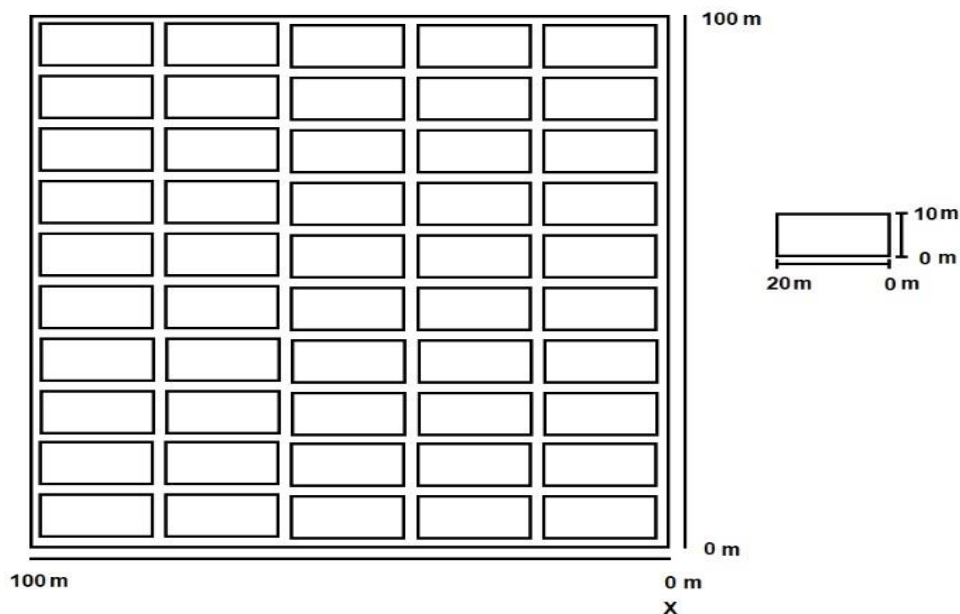
Levantamento florístico dos indivíduos arbóreos adultos

Com intuito de verificar informações da diversidade do componente arbóreo das diferentes áreas de estudo foi realizado o levantamento florístico e a partir disso estimadas a riqueza e diversidade das áreas. Os dados da área rural são provenientes de um experimento multidisciplinar em 25 hectares contínuos de Floresta Ombrófila Mista (FIGUEIREDO FILHO et al., 2010), assim, para seguir o mesmo padrão nas outras áreas foram mensurados todos os indivíduos com $DAP \geq 10$ cm (STEPKA et al., 2012).

O experimento das parcelas permanentes possui informação da altura comercial dos indivíduos florestais e dessa forma foram medidas as alturas totais dos indivíduos

presentes na parcela 17, que foram estimadas com a utilização de Clinômetro Digital EC2, quando não possível a utilização do equipamento devido a quantidade densa de copa, as mesmas foram estimadas com auxílio de um gabarito de 3 m. Além da altura total, para as outras áreas foram mensuradas: CAP (circunferência a altura do peito, à 1,30 m acima do solo) mensurado com fita métrica. Para todas as espécies foram feitas coletas de material biológico para confecção de exsicatas, a fim de identificar e armazenar as espécies no herbário do Departamento de Engenharia Florestal da Unicentro campus Irati.

Figura 4. Croqui com o esquema de alocação das parcelas em 1,0 ha de área para o levantamento florístico das três áreas de estudo.



Para caracterizar a composição florística e estrutural das espécies foram estimados os parâmetros fitossociológicos de Frequência Absoluta (1), Frequência Relativa (2), Densidade Absoluta (3), Densidade Relativa (4), Dominância absoluta (5), Dominância Relativa (6) e Índice de Valor de Importância (7) de acordo com as equações (MÜLLER-DOMBOIS; ELLEMBERG; 1974):

Frequência Absoluta:

$$Fai = \frac{\text{númerodeparcelascomocorrênciadaespéciei.}}{\text{númerototaldeparcelasnaamostra.}} \quad (1)$$

Frequência Relativa:

$$Fri(\%) = \frac{Fai}{\Sigma Fa} * 100 \quad (2)$$

Fai: frequência absoluta da espécie i.
 ΣFa: somatório das frequências absolutas.

Densidade Absoluta:

$$Dai = \frac{Ni}{A} \quad (3)$$

Ni: número de indivíduos da espécie i.
A: área total amostrada (ha)

Densidade Relativa:

$$Dri = \frac{Dai}{\Sigma Da} * 100 \quad (4)$$

Dai: densidade absoluta da espécie i.
 ΣDa : somatório das densidades absolutas.

Dominância Absoluta:

$$Doai = \frac{\Sigma ABi}{\hat{Area}} \quad (5)$$

ΣABi : somatório da área basal dos indivíduos da espécie i.
Área: $m^2 \cdot ha^{-1}$

Dominância Relativa:

$$Dor(\%) = \frac{Doai}{\Sigma Doa} * 100 \quad (6)$$

Doai: dominância absoluta da espécie i.
 ΣDoa : somatório das dominâncias absolutas.

Índice de Valor de Importância:

$$IVI(\%) = \frac{Fri + Dri + Dori}{300} * 100 \quad (7)$$

Foi calculada a área basal para as três áreas de estudo a partir da informação da coleta do diâmetro a altura do peito (DAP) a área basal por parcela e por área de acordo com a equação (8):

Área Basal

$$AB = \Sigma \frac{\pi * DAP^2}{40000} \quad (8)$$

Análise da diversidade florística

Para melhor representar as áreas de estudo, foi determinado o padrão de diversidade por meio de diferentes índices visto que cada índice tem um objetivo diferente na caracterização de ambientes. Além disso, os índices de diversidade são ferramentas fundamentais para avaliação dos dados, pois, além de descreverem o quão diverso um ambiente pode ser em comparação a outro pode ser constatado o grau de desenvolvimento e a interação das espécies com o ambiente (KANIESKI et al., 2017).

Um único índice não é capaz de descrever a estrutura específica de uma comunidade (LIMA et al., 2016), tornando-se necessária a utilização de diferentes índices para que seja possível a melhor representação das áreas, assim, foi calculada quatro diferentes classes de índices, sendo eles: Simpson de dominância, Shannon-Wiener de diversidade, Pielou de equidade, e Margalef e Menhinick de riqueza. Os dados necessários para tais foram obtidos através dos parâmetros fitossociológicos, os cálculos foram realizados em planilha eletrônica pelo software Microsoft Excel 2019.

Índice de dominância de Simpson

O índice de dominância de Simpson (9) fornece a ideia da probabilidade de se coletar aleatoriamente dois indivíduos da comunidade e, obrigatoriamente, pertencerem a espécies diferentes (MELO et al., 2008), uma vez que a dominância das espécies é uma função da abundância das espécies (população) e da dominância da comunidade, ela tem a vantagem de capturar informações locais em escala de comunidade e de espécie (MA; ELISSON, 2018).

$$S = \left(\frac{ni}{\sum I} \right)^2 \quad (9)$$

ni: Número de indivíduos da espécie

I: número de indivíduos

Índice de diversidade de Shannon-Wiener

O índice de diversidade de Shannon-Wiener (10) que se baseia na teoria da informação, pode informar se a comunidade A é mais diversa do que a comunidade B (MELO et al., 2008). Ainda, a utilização desse índice é importante visto que refere-se a um indicador abrangente de espécies, números individuais e uniformidade ou distribuição

dos indivíduos e é influenciado pela riqueza de espécies da comunidade (LEMOS et al., 2011).

$$H' = \frac{[N \ln(N) - \sum_{i=1}^S n_i \ln(n_i)]}{N} \quad (10)$$

n_i = Número de indivíduos amostrados da i -ésima espécie
 S = Número total de espécies
 \ln = Logaritmo de base neperiana

Índice de equabilidade de Pielou

O índice de equabilidade de Pielou (11) (PIELOU, 1977) é um índice derivado do índice de Shannon-Wiener e permite representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes, sendo que seu valor apresenta uma amplitude de 0 (uniformidade mínima) a 1 (uniformidade máxima) (GOMIDE et al., 2006). A uniformidade se refere à similaridade de abundâncias de espécies ocorrentes, enquanto a dominância de uma ou algumas espécies é indicada pela irregularidade na abundância de espécies (MA; ELISSON, 2018).

$$J = \frac{H'}{H_{max.}} \quad (11)$$

H' = Índice de Shannon-Wiener
 H_{max} = LN do número de espécies

Índice de riqueza de Margalef

O índice de riqueza de Margalef (12) estima a diversidade de uma comunidade basicamente dividindo a riqueza de espécies observada numa amostra pelo número de indivíduos na amostra (MELO et al., 2008) ou seja, é importante para analisar o número de espécies de uma determinada área e conseqüentemente permitir a avaliação da homogeneidade de um ambiente.

$$R' = \frac{(S-1)}{N} \quad (12)$$

S = Número total de espécies
 N = Número total de indivíduos.

Para permitir a comparabilidade das áreas em relação aos diferentes graus de antropização, a partir da repetibilidade da informação em cada uma delas, a área de estudo total foi dividida em cinco parcelas de 2.000,00m² (Figura 5), para proceder à análise. Para isso, considerou-se um delineamento inteiramente casualizado (DIC) em que cada área de estudo foi considerada como um tratamento e as parcelas as repetições.

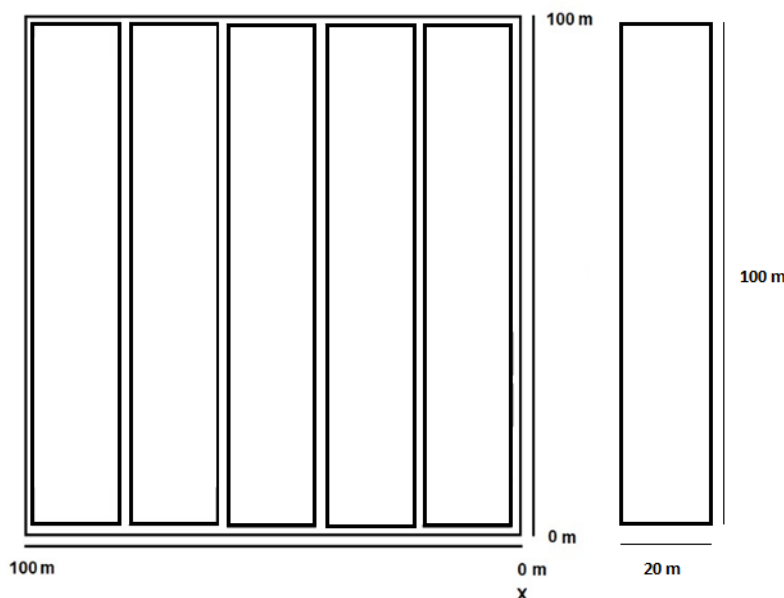


Figura 5. Croqui de reconfiguração das parcelas para análises comparativas das três áreas de estudo.

A ANOVA foi realizada mediante constatação da homocedasticidade dos resíduos, via teste de Bartlett. Em havendo diferenças significativas, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro. Todas as análises estatísticas foram realizadas na linguagem de programação estatística R (R Development Core Team, 2019), por meio da interface R Studio versão 4.0.0.

Caracterização dos estágios de sucessão florestal

Para obter o conhecimento em relação a conservação das áreas verdes existentes nas áreas urbanas foi classificado o estágio sucessional das diferentes áreas. Vale ressaltar que o processo de urbanização tem como consequência a supressão da vegetação urbana, a qual é fundamental para a qualidade de vida da população. Nesse sentido, a informação dos estágios sucessionais das áreas contribui para a provisão do comportamento e o desenvolvimento futuro da floresta, seu estoque, suas dimensões e distribuição (SANTANA et al., 2019).

Para a Floresta Ombrófila Mista, geralmente, é utilizado como base para definição

do estágio sucessional a resolução do CONAMA 388/2007. Dessa forma, este foi utilizado para a definição dos estágios sucessionais das áreas de, além outros parâmetros, como a área basal e índices de diversidade, conforme caracterização da Tabela 1. Foi feita a Análise de Cluster considerando parâmetros quali-quantitativos para caracterizar o Estágio Sucessional das áreas de estudo, as informações foram padronizadas visto que os dados são de grandezas numéricas diferentes, ainda, foi utilizada a distância euclidiana para a confecção do dendrograma hierárquico e o método de ligação com algoritmo *Unweighted Pair Group Method with arithmetic* (UPMGA).

Tabela 1. Parâmetros utilizados para classificação dos estágios sucessionais: Inicial, Médio e Avançado das áreas de estudo (CONAMA, 2007).

Estágio Sucessional Inicial	Estágio Sucessional Médio	Estágio Sucessional Avançado
Área basal média é de até 8 m ² /ha;	Área basal média é de até 15,00 m ² /ha;	Área basal média é de até 20,00 m ² /h
Altura total média até 4 m	Altura total média de até 12 m	altura total média de até 20 m
DAP médio até 8 cm	Cobertura arbórea variando de aberta a fechada	Espécies emergentes
Epífitas com baixa diversidade	DAP médio de até 15 cm	Copas superiores horizontalmente amplas
Trepadeiras - herbácea	Epífitas aparecendo com maior número de indivíduos	Epífitas presentes em grande número
Serapilheira, quando existente, forma uma camada fina	Trepadeiras: lenhosas	DAP médio de até 25 cm
Diversidade biológica variável com poucas espécies	Serapilheira presente	Trepadeiras geralmente lenhosas, sendo mais abundantes
Espécies pioneiras abundantes	Diversidade biológica significativa	Serapilheira abundante
Ausência de subosque	Subosque presente	Diversidade biológica muito grande
Espécies indicadoras (ex. Baccharis)	Espécies indicadoras (Ex. Casearia silvestris)	Estratos herbáceo, arbustivo e um notadamente arbóreo
		Espécies indicadoras (Ex. Ocotea puberula)

Análise da Distribuição Espacial das espécies

Com intuito de obter informação de como as árvores estão distribuídas espacialmente e, conseqüentemente, compreender relações ecológicas entre espécies, tais como competição, dispersão e associações naturais (ARAÚJO et al., 2016; SANTOS et al., 2018) foram tomadas durante o levantamento dos indivíduos arbóreos adultos, para cada árvore amostrada, as coordenadas métricas de localização na parcela, em relação aos eixos X e Y, a fim de permitir as análises de distribuição espacial. A partir da análise fitossociológica foram verificadas as espécies mais importantes de cada área como forma de apoio ao estudo de distribuição espacial, a fim de selecionar aquelas que melhor representavam as áreas amostradas.

A partir disso foram feitas análises dos padrões espaciais a partir da função K de Ripley (1977). Esse método foi utilizado por ser uma ferramenta que calcula as distâncias entre todas as árvores, transformando-as em um mapa de árvores para investigar o padrão de distribuição, cujas principais vantagens são a possibilidade de detectar o padrão espacial em diferentes escalas simultaneamente (SILVA, 2015).

As análises foram realizadas na linguagem de programação estatística meio R (R Development Core Team, 2019), por meio da interface R Studio versão 4.0.0 e o pacote SplanCs (ROWLINGSON; DIGGLE, 2004). O pacote SplanCs e a função Khat foram utilizados porque permite implementar uma correção de borda para que não tenha registro de pontos fora da região de estudo, ou seja, é feito um ajuste para que não haja ocorrência da distribuição espacial de espécies florestais fora da área florestal analisada (ROWLINGSON; DIGGLE, 2004).

Análise da estrutura vertical e horizontal das espécies

A partir dos dados de altura e DAP foi realizada a análise da estrutura horizontal e vertical das áreas de estudo. A distribuição dos dados foi feita em classes para que fosse possível obter uma melhor visualização da representatividade das árvores nas áreas de estudo. A análise da estrutura horizontal foi efetuada por meio da distribuição do conjunto dos dados de diâmetro em classes diamétricas, com intervalo pré-determinado de 5 cm e a estrutura vertical que se refere a distribuição de classes da altura (em metros) com intervalo pré-determinado de 5m. Ambas estruturas foram representadas em histogramas por meio de planilhas eletrônicas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Florísticas dos fragmentos florestais

Foram mensurados 1.768 árvores distribuídas em 78 espécies e 35 famílias. Dentre os locais, foram amostradas 510 árvores na área urbana (21 espécies e 14 famílias), 521 árvores na área periurbana (31 espécies e 17 famílias) e 737 árvores na área rural (57 espécies em 26 famílias, sendo oito não identificadas).

Para a área urbana (Tabela 2) as espécies mais importantes foram *Parapiptadenia rigida* (45,44%), *Gymnanthes klotzschiana* (15,23%) e *Bauhinia forficata* (12,27%). A elevada representatividade de *P. rigida* pode ser justificada pela adaptação da espécie na

região, pois, a elevada quantidade dessa espécie de forma natural pode ser verificada em outros estudos na região sul do Brasil (SCIPIONI et al. 2009; MEYER et al., 2012; CALLEGARO et al., 2017).

Além disso, a dispersão dessas espécies pode evidenciar a elevada representatividade das mesmas. A espécie *P. rigida* possui dispersão anemocórica e autocórica (SEVERIANO, 2015), *G. klotzschiana* tem dispersão autocória, balistocórica e ictiocórica (KIERAS et al., 2017) e *B. forficata* autocórica (BERTOLINI, 2019). As três espécies mais importantes são dispersadas em comum pela síndrome de dispersão autocórica em que a planta promove a própria dispersão, o que pode ter tido influencia na elevada densidade das espécies, visto que esse tipo de dispersão está frequentemente associado em ambientes de áreas abertas ou bordas de florestas em função possivelmente de ser uma área aberta (SILVA; RODAL, 2009; DOMINGUES et al., 2013; SILVA et al., 2020).

Tabela 2. Valores avaliados para a frequência absoluta (FA), frequência relativa (FR), densidade relativa (DR), dominância relativa (DoR) e Índice de valor de importância (IVI) da análise fitossociológica para Área Urbana que fica localizada no centro da cidade de Irati-PR.

Espécies	FA	FR	DR	DoR	IVI
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan.	190	37,25	37,25	61,81	45,44
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	98	19,22	19,22	7,27	15,23
<i>Bauhinia forficata</i> Link	70	13,73	13,73	9,37	12,27
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	46	9,02	9,02	10,22	9,42
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	29	5,69	5,69	1,69	4,36
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	16	3,14	3,14	1,75	2,68
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	12	2,35	2,35	2,34	2,35
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton	10	1,96	1,96	2,01	1,98
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	9	1,76	1,76	1,04	1,52
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	8	1,57	1,57	0,52	1,22
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	4	0,78	0,78	0,56	0,71
<i>Calyptanthes concinna</i> DC.	4	0,78	0,78	0,30	0,62
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	4	0,78	0,78	0,09	0,55
<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	2	0,39	0,39	0,04	0,28
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.)	2	0,39	0,39	0,06	0,28
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	1	0,20	0,20	0,23	0,21
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	1	0,20	0,20	0,20	0,20
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	1	0,20	0,20	0,21	0,20
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	1	0,20	0,20	0,16	0,18
<i>Morus nigra</i> L.	1	0,20	0,20	0,08	0,16
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	1	0,20	0,20	0,06	0,15

A presença espécies exóticas declaradas invasoras pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP, 2015), *Eriobotrya japonica* (0,20), *Ligustrum lucidum* (1,98%) e *Hovenia dulcis* (1,52%), é característica comum de remanescentes florestais que sofrem influência do meio urbano (FONSECA et al., 2013).

Os impactos futuros da presença da *Eriobotrya japonica* em áreas urbanas são negativos, por conta da perda de biodiversidade, pois elas limitam o desenvolvimento de outras espécies, seja por sombreamento ou mesmo por provocar extinção de determinadas espécies em vários ambientes (LIMA NETO et al., 2011).

Ligustrum lucidum é uma espécie exótica com alto potencial invasor assim como *Hovenia dulcis*, conforme Instituto Hórus (2016), que passa a competir com espécies nativas e as elimina dos ambientes naturais por meio de dominância, tornando-se um sério problema. Uma vez a espécie é inserida em áreas urbanas, pode, além de invadir as ruas e propriedades particulares, também atingir matas no entorno da cidade, assim como fragmentos florestais no meio urbano (BIZ, 2014). A invasão biológica por espécies exóticas em fragmentos florestais tem consequências negativas para a biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas (NUNES et al., 2018), o que causa um problema ambiental significativo em áreas verdes urbanas que já sofrem diretamente com as ações antrópicas.

Assim, torna-se necessário controlar a população de espécies invasoras a fim de reduzir os danos no fragmento para que desta forma, as espécies nativas possam se estabelecer novamente em condições normais (GUILHERMETI, 2013). Nestas condições é fundamental que as instâncias político-administrativas tenham o conhecimento, para a partir desse, assumir o compromisso de adotar ações de manejo e remoção destas árvores a fim de conservar os remanescentes de floresta existentes

Na área periurbana (Tabela 3) as espécies mais importantes foram *Parapiptadenia rigida* (19,99%), *Cinnamodendron dinisii* (13,70%) e *Allophylus edulis* (10,99%), que são frequentemente encontradas em remanescentes localizados em diversos ambientes, sujeitos a diferentes condições geológicas, geomorfológicas e pedológicas, ao longo dos três planaltos paranaenses (CORDEIRO et al., 2011). As estratégias de dispersões dessas espécies são realizadas de forma zoocórica, anemocórica e ainda com mecanismos de auto-dispersão (SEVERIANO, 2015; SENEME et al., 2006).

Tabela 3. Valores avaliados para a frequência absoluta (FA), frequência relativa (FR), densidade relativa (DR), dominância relativa (DoR) e Índice de valor de importância (IVI) da análise fitossociológica para Área Periurbana que encontra-se em uma transição urbano-rural.

Espécies	FA	FR	DR	DoR	IVI
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk	68	13,05	13,05	6,88	10,99
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertoloni) Otto Kuntze	15	2,88	2,88	7,86	4,54
<i>Banara tomentosa</i> Clos	2	0,38	0,38	0,15	0,31
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	1	0,19	0,19	0,23	0,21
<i>Calypttranthes concinna</i> DC.	12	2,30	2,30	0,87	1,82
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	24	4,61	4,61	2,85	4,02
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	26	4,99	4,99	2,10	4,03
<i>Casearia silvestris</i> Sw.	17	3,26	3,26	2,53	3,02
<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke	74	14,20	14,20	12,69	13,70
<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	2	0,38	0,38	0,88	0,55
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	4	0,77	0,77	0,81	0,78
<i>Curitiba prismatica</i> (D. Legrand) Salywon & L. R. Landrum	1	0,19	0,19	0,05	0,14
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	1	0,19	0,19	0,03	0,14
<i>Erythroxylum argentinum</i> O. E. Schulz	5	0,96	0,96	1,14	1,02
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	3	0,58	0,58	0,23	0,46
<i>Eugenia Uniflora</i> L.	30	5,76	5,76	3,18	4,90
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	60	11,52	11,52	5,97	9,67
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	10	1,92	1,92	0,67	1,50
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	9	1,73	1,73	1,89	1,78
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	5	0,96	0,96	1,82	1,25
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	2	0,38	0,38	0,20	0,32
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	40	7,68	7,68	10,62	8,66
<i>Morus nigra</i> L.	1	0,19	0,19	0,16	0,18
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.)	1	0,19	0,19	0,18	0,19
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	8	1,54	1,54	1,33	1,47
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan.	74	14,20	14,20	31,56	19,99
<i>Scutia buxifolia</i> Reissek	2	0,38	0,38	0,11	0,29
<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	3	0,58	0,58	0,18	0,44
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	4	0,77	0,77	0,48	0,67
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	3	0,58	0,58	0,22	0,46
<i>Zanthoxylum kleinii</i> (R.S. Cowan)	14	2,69	2,69	2,11	2,49

A área periurbana, por ser um ambiente de transição, provavelmente sofre menor impacto antrópico do que a área urbana. Nesse sentido, infere-se que há maior oportunidade de uma flora mais diversificada visto que a alta incidência de espécies zoocóricas numa floresta proporciona benefícios tanto para os animais quanto para as plantas, já que os animais são essenciais para a dispersão de propágulos e colonização de

outras áreas (SILVA et al., 2012). Ainda, a dispersão zoocórica é característica de ambientes em estágio sucessional mais avançado, onde as redes tróficas estão mais bem estabelecidas (MORO, 2012).

Nesse sentido, para o presente estudo o fragmento periurbano conta com uma área total maior que o fragmento urbano, o que é um dos fatores que permite uma melhor dispersão de espécies, pelo vento e pela fauna (DUBOIS; CHEPTOU, 2017) o que justifica o maior número de indivíduos florestais na área periurbana do que a área urbana. Além disso, o efeito de borda pode provocar mudanças na composição de espécies, na estrutura das comunidades e nos processos ecológicos existentes, afetando diretamente a biodiversidade e funcionalidade dos ecossistemas (HARPER et al. 2005; MAGNAGO et al. 2015).

Na Tabela 4 são apresentados os resultados da fitossociologia da área rural, pode-se observar que as espécies mais importantes para essa área foram *Araucaria angustifolia* (18,93%), *Nectandra grandiflora* (10,56%) e *Ilex paraguariensis* (7,01%).

Pode-se observar a ocorrência expressiva da *Araucaria angustifolia*, que é uma espécie indicadora da Floresta Ombrófila Mista e de grande importância ecológica sendo fonte de alimento para os seres humanos e para a fauna e atua como facilitadora para a chegada de novos propágulos, de germinação e de crescimento de outras espécies abaixo de sua copa (DUARTE et al., 2006).

O sub-bosque da Floresta Ombrófila Mista é geralmente composta por regeneração, dentre as espécies regenerantes a *Nectandra grandiflora* está entre as mais comuns e de melhor capacidade regenerativa na floresta (VIEIRA et al., 2009), além dessa espécie, essas características também favorece o desenvolvimento de espécies como a *Ilex paraguariensis*, que é uma espécie clímax e ciófito, aceitando sombra em qualquer estágio de vida (MARQUES et al., 2012).

Ainda, a fragmentação de áreas verdes reduz o tamanho e aumenta o isolamento das populações de plantas, os serviços de polinizadores podem diminuir, reduzindo populações de dispersores ou limitando o acesso aos habitats (BONTA et al., 2012; CEPTOU et al., 2017). Nesse sentido, fragmentos com maior área total e melhor conectividade na paisagem permitem melhor dispersão e ocorrência de espécies diversificadas justificando a ocorrência de maior número de famílias e espécies da área rural.

Tabela 4. Valores avaliados para a frequência absoluta (FA), frequência relativa (FR), densidade relativa (DR), dominância relativa (DoR) e Índice de valor de importância (IVI) da análise fitossociológica para Área Rural que está localizada em uma unidade de conservação federal.

Espécies	FA	FR	DR	DoR	IVI
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	12	11,67	11,67	8,36	10,56
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	40	5,43	5,43	2,39	4,42
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	86	3,66	3,66	3,44	3,59
<i>Casearia obliqua</i> Spreng,	21	2,85	2,85	1,73	2,48
<i>Cedrela fissilis</i> Vell,	13	1,76	1,76	3,76	2,43
<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	22	2,99	2,99	1,32	2,43
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC,	9	2,99	2,99	0,77	2,25
<i>Myrsine umbellata</i> Mart,	9	1,63	1,63	0,62	1,29
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb,	11	1,49	1,49	0,60	1,20
<i>Clethra scabra</i> Pers,	7	0,95	0,95	1,57	1,16
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O,Berg	6	0,81	0,81	0,15	0,59
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl,	4	0,54	0,54	0,68	0,59
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O,Berg	5	0,68	0,68	0,29	0,55
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham,	15	0,54	0,54	0,27	0,45
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	4	0,54	0,54	0,26	0,45
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al,	3	0,41	0,41	0,48	0,43
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk	4	0,54	0,54	0,14	0,41
<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O,Berg	22	0,54	0,54	0,15	0,41
<i>Eugenia involucrata</i> DC,	4	0,54	0,54	0,09	0,39
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	3	0,41	0,41	0,15	0,32
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll,Arg,	3	0,41	0,41	0,12	0,31
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	2	0,27	0,27	0,28	0,27
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook, & Arn.) Radlk	2	0,27	0,27	0,18	0,24
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H, Rob,	2	0,27	0,27	0,18	0,24
<i>Roupala montana</i> Aubl,	2	0,27	0,27	0,16	0,23
<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm,	1	0,14	0,14	0,37	0,21

<i>Solanum pseudoquina</i> A,St,-Hil,	2	0,27	0,27	0,09	0,21
<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk,	3	0,27	0,27	0,05	0,20
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	2	0,27	0,27	0,05	0,20
<i>Ilex paraguariensis</i> A, St,-Hil,	1	8,28	8,28	4,49	7,01
<i>Cassia leptophylla</i> Vogel	1	0,14	0,14	0,05	0,11
<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart,) Kosterm,	1	0,14	0,14	0,06	0,11
<i>Sapium glandulosum</i> (L,) Morong	1	0,14	0,14	0,06	0,11
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart, & Eichler ex Miq,) Engl,	1	0,14	0,14	0,04	0,10
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	1	0,14	0,14	0,04	0,10
<i>Cupania vernalis</i> Cambess,	1	0,14	0,14	0,03	0,10
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess,	4	0,14	0,14	0,02	0,10
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl,	4	0,14	0,14	0,02	0,10
<i>Maytenus aquifolia</i> Mart,	49	0,14	0,14	0,03	0,10
NI1	27	0,14	0,14	0,03	0,10
NI2	1	0,14	0,14	0,03	0,10
NI3	1	0,14	0,14	0,02	0,10
NI4	1	0,14	0,14	0,02	0,10
NI5	1	0,14	0,14	0,02	0,10
NI6	1	0,14	0,14	0,02	0,10
NI7	1	0,14	0,14	0,02	0,10
NI8	1	0,14	0,14	0,02	0,10
<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart,) Barroso	1	0,14	0,14	0,03	0,10
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	1	0,14	0,14	0,03	0,10
<i>Picrasma crenata</i> (Vell,) Engl,	1	0,14	0,14	0,03	0,10
<i>Vernonanthura petiolaris</i> (DC,) H, Rob,	1	0,14	0,14	0,03	0,10
<i>Ocotea puberula</i> (Rich,) Nees	23	3,12	3,12	5,56	3,93
<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke	51	6,92	6,92	6,77	6,87
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk,	1	6,65	6,65	7,24	6,84
<i>Curitiba prismatica</i> (D,Legrand) Salywon & Landrum	36	4,88	4,88	1,47	3,75
<i>Casearia sylvestris</i> Sw,	26	3,53	3,53	1,14	2,73
<i>Casearia decandra</i> Jacq,	16	2,17	2,17	0,79	1,71

<i>Ilex theezans</i> Mart, ex Reissek	61	2,04	2,04	1,02	1,70
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	12	1,63	1,63	1,63	1,63
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	69	9,36	9,36	38,07	18,93
<i>Myrcia hebetata</i> DC,	1	1,22	1,22	0,29	0,91
<i>Myrciaria floribunda</i> (H,West ex Willd.) O,Berg	4	1,22	1,22	0,27	0,90
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth,	8	1,09	1,09	0,60	0,92
<i>Zanthoxylum kleinii</i> (R,S,Cowan) P,G, Waterman	6	0,81	0,81	0,79	0,81
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam,	6	0,81	0,81	0,51	0,71

Em contrapartida, deve-se levar em consideração a incidência de espécies invasoras nos fragmentos urbano e periurbano, essas espécies, possuem dispersão zoocórica, sendo considerado que sua disseminação é potencializada (VIGILATO; ZAMPAR, 2011). A problemática de espécies invasoras tem sido relatada em vários outros países do mundo. (RICHARDSON & HIGGINS, 1998).

Para os valores da análise de variância apresentado na Tabela 5 os resultados indicaram que para todos os índices de diversidade foi constatada diferença significativa (p-valor < 0,01) entre as áreas de estudo.

Tabela 5. Resumo da análise de variância da Área Basal e dos Índices para as três áreas de estudo. Em que FV: fonte de variação; GL: graus de liberdade; QM: quadrado médio.

	FV	GL	QM	p-valor
Área Basal	Tratamento	2	25,41	1,48 ⁻⁶
	Resíduo	12	12	
Margalef	Tratamento	2	28,76	8,49 ⁻⁷
	Resíduo	12	0,52	
Menhinick	Tratamento	2	4,07	1,14 ⁻⁵
	Resíduo	12	0,12	
Pielou	Tratamento	2	0,032	3,87 ⁻⁵
	Resíduo	12	0,001	
Shannon-Wiener	Tratamento	2	2,27	3,58 ⁻⁹
	Resíduo	12	0,02	
SimpsonD	Tratamento	2	0,05	2,553 ⁻⁸
	Resíduo	12	0,0005	

FV: fonte de variação; GL: graus de liberdade; QM: quadrado médio

Os resultados do teste de média de Tukey para a área basal e os índices de diversidade estão apresentados na Tabela 6, sendo que para a área basal, as áreas estudadas não se diferem significativamente. Para os índices de diversidade avaliados na Tabela 5 pode-se constatar que, com exceção do índice de dominância, que apesar de estarem em diferentes graus de conservação, as áreas podem ser consideradas semelhantes em relação ao grau de ocupação do espaço pelo tronco dos indivíduos que as compõem (CUBAS et al., 2016).

Apesar disso, houve tendência de diminuição dos valores no gradiente rural-urbano, onde se verificou a menor diversidade e a maior dominância. Apesar de ser uma amostragem restrita, em termos de quantidade de fragmentos florestais avaliados, a

tendência observada é interessante e esperada que estudos realizados em diferentes cidades e ecossistemas tem apontado para estas distinções, dada a pressão antrópica sobre os remanescentes florestais urbanos (NOCK et al., 2013; NEWBOLD et al., 2015; ARONSON et al. 2016; JENERETTE et al. 2016.) sugerindo também, uma baixa diversidade funcional, visto que, conforme Vandewalle (2010), traços funcionais podem ser entendidos como as características de organismos que são relacionadas com a sua aptidão a uma determinada condição ambiental.

Tabela 6. Resultados do teste de média Tukey para os diferentes tratamentos, sendo eles as áreas de estudo correspondente a área urbana que fica localizada no centro da cidade de Irati-PR., área periurbana que encontra-se na transição urbano-rural e a área rural que está localizada em unidade de conservação federal.

Áreas de Estudo	Área Basal	Índice de Margalef	Índice de Simpson	Índice de Shannon	Índice de Pielou
Urbana	6,28a	2,31b	0,25a	1,75c	0,72b
Periurbana	6,36a	3,78b	0,11b	2,49b	0,86a
Rural	7,56a	6,99a	0,06b	3,10a	0,87a

Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, ao nível de 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Para o índice de riqueza específica de Margalef pode-se verificar que a área rural apresentou elevada diversidade de espécies com valor superior a 5 (BIONDI; BOBROWSKI, 2014) ainda pode-se observar que valores variaram com uma tendência do aumento do índice quando analisamos o gradiente de transição urbana para rural, ou seja, pode-se inferir que a diversidade ecológica aumenta conforme a conservação do local e conectividade na paisagem, pois quanto maior o valor do índice, maior é a diversidade de espécies da área (NOCK et al., 2013; KANIESKI et al., 2010).

A dominância indica, ainda que com valor baixo, que há maior probabilidade de os indivíduos da área urbana serem da mesma espécie que as outras áreas estudadas (BIONDI; BOBROWSKI, 2014). Esse resultado pode ser justificado pelo fato de que a *Parapiptadenia rigida* apresentou um valor alto de dominancia relativa, visto que ela aparece muitas vezes com indivíduos bem desenvolvidos.

Para o índice de Simpson observa-se que a área urbana se difere das demais apresentando maior média de dominância, principalmente pelo fato de que a espécie *Parapiptadenia rigida* aparece muitas vezes com indivíduos bem desenvolvidos. As áreas urbanas são frequentemente descritas como homogeneizadas, ou seja, as áreas urbanas em

diferentes regiões são mais semelhantes entre si do que as áreas naturais (LOSOSOVÁ et al. 2012, GROFFMAN et al. 2014). Esse resultado pode ser justificado devido a urbanização alterar, por exemplo, as comunidades aviárias de uma maneira que limita as funções de dispersão de sementes o que tem consequências negativas como a promoção de espécies de plantas invasoras sobre espécies nativas (CAUGHLIN et al., 2012)

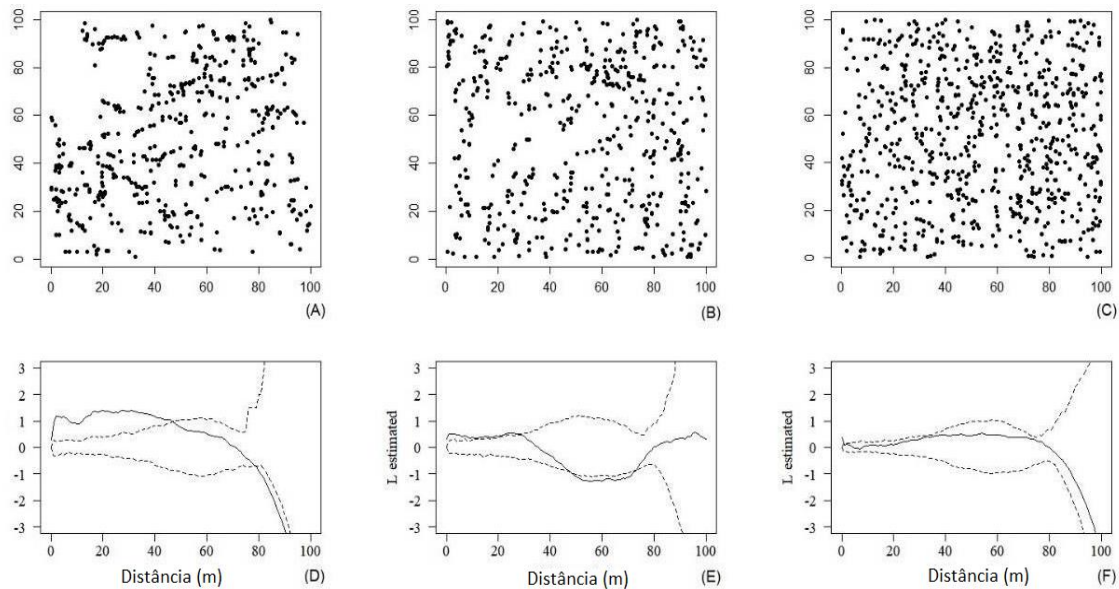
O índice de informação Shannon-Wiener apresentou diferença significativa entre as três áreas, sendo que a área rural apresentou valor superior de 3,09 podendo ser considerada como valor alto em relação a diversidade (CORTE et al., 2013) resultado já era esperado por se tratar de uma unidade de conservação. Além disso, o desenvolvimento urbano reestrutura os ecossistemas e assim, pode-se inferir que as cidades geralmente contêm menos espécies do que áreas rurais de tamanho equivalente (NORTON et al., 2016; LEPCZYK et al., 2017). O aumento no valor do índice pode ser decorrente de um aumento na riqueza de espécies, na uniformidade de composição ou de ambas as características (BOBROWSKI, 2016) essa variação também pode ser explicada pela relação entre a quantidade de espécies, quantidade de indivíduos e tamanho total das áreas (ANGELO et al., 2017).

Para o índice de equidade Pielou a área rural e a área periurbana não se diferenciam estatisticamente entre si, indicando também que as mesmas possuem maior uniformidade na distribuição das espécies (KANIESKI et al., 2010) que a área urbana, ou seja, indicando que há menor diversidade em locais mais urbanizados (SCHÜTZ; SCHLZE, 2015).

Distribuição espacial

Para a distribuição espacial foram utilizados os dados das espécies mais importantes das áreas de estudo sendo elas *Parapiptadenia rigida*, *Gymnanthes klotzschiana*, *Bauhinia forficata* e *Ocotea puberula* para a área urbana, *P. rigida*, *Cinnamodendron dinisii*, *Allophylus edulis* e *G. klotzschiana* para a área periurbana e *A. angustifolia*, *Nectandra grandiflora*, *Ilex paraguariensis* e *C. dinisii* para a área rural. A partir da Figura 6 pode-se verificar a distribuição espacial e o padrão da distribuição espacial a partir da Função K de Ripley para as áreas urbana, periurbana e rural.

Figura 6. Distribuição espacial das espécies mais importantes para a Área Urbana: *Parapiptadenia rigida*, *Gymnanthes klotzschiana*, *Bauhinia forficata* e *Ocotea puberula*



(A), Periurbana: *P. rigida*, *Cinnamodendron dinisii*, *Allophylus edulis* e *G. Klotzschiana* (B) e Rural: *A. angustifolia*, *Nectandra grandiflora*, *Ilex paraguariensis* e *C. dinisii* (C) e função K de Ripley para a área Urbana (D), Periurbana (E) e Rural (F) (Fonte: Autor, 2020).

Pode-se observar que há diferentes padrões de distribuição para as três áreas de estudo, sendo que para a área urbana (6A e 6D) a distribuição até 40 m é agregada e após aleatório e uniforme. O padrão agregado pode indicar clareiras (CZANK JUNIOR, 2006) e ainda, apesar de ser um fragmento isolado urbano, o mesmo não está livre do manejo dos indivíduos (SCALON; OLIVEIRA; MELLO, 2012).

A espécie *G. klotzschiana* que foi uma das mais abundantes na área urbana apresenta dispersão balistocórica (CARVALHO, 2003), sendo rara no interior de florestas primárias densas e ocorrendo geralmente em agrupamentos (LORENZI, 2008) o que pode justificar também o padrão agregado. A área periurbana (6B e 6E) seguiu uma tendência aleatória de distribuição. A espécie *P. rigida*, presente frequentemente na área urbana e periurbana, é uma espécie pioneira, mais frequente em matas abertas e menos densas, com ampla e expressiva dispersão (LORENZI, 2008) o que pode justificar a tendência para o padrão aleatório de distribuição espacial.

De acordo com Lorenzi (2016), *C. dinisii* que é abundante na área perirurbana e rural, é uma espécie pioneira, característica da floresta ombrófila mista e muito atrativa para a avifauna, apresentando uma dispersão ampla e expressiva, o que também evidencia o fato de que além da área urbana, a área rural (Figuras 6C e 6F) apresentou um padrão espacial completamente aleatório, o qual pode estar relacionado com a dispersão de sementes a maiores distâncias, feita por animais e também, por se tratar de uma área maior

o que permite melhor troca de material genético e dispersão das espécies (NEGRINI et al., 2012; DUBOIS; CHEPTOU, 2017).

De forma geral, as áreas que possuem maior área total florestal e melhor conectividade na paisagem permitem melhor dispersão e conseqüentemente uma distribuição espacial mais aleatória, ainda, muitas características das cidades, como seu tamanho e quantidade de áreas verdes, tendem a influenciar na dispersão das espécies (ARONSON et al., 2014 ; NORTON et al., 2016).

A distribuição diamétrica e distribuição das classes de altura para as três áreas de estudo estão apresentados na na Figura 7, pode-se constatar que, para a distribuição diamétrica (A, C e E) houve a mesma tendência nas três áreas de um “J” invertido que, conforme indicando um possível equilíbrio entre mortalidade e estabelecimento de plântulas característico de uma estrutura balanceada (SANTOS et al., 2017).

Para a distribuição das classes de altura apresentados na Figura 7 pode- se constatar que o padrão apresentado indicam que a maioria dos indivíduos estão em classes intermediárias de altura. Para os estágios sucessionais das áreas avaliadas na Figura 8 pode-se constatar que, a partir da Análise de Cluster houve a formação de dois grupos, sendo um composto pela área rural e outro pela área urbana e periurbana, o que indica a área rural possui estágio sucessional diferente das demais. A tendência observada é esperada visto que a área rural está localizada em unidade de conservação, a qual possui menor interferências antrópicas.

A análise visual dos parâmetros qualitativos indicativos dos Estágios de Sucessão (CONAMA, 2007) e além desses, área basal e índices de diversidade, demonstraram que a área rural encontra-se em um estágio de regeneração avançado, já a área urbana e a área periurbana estão em estágio médio de regeneração. Esse resultado pode estar relacionado com o fato de que a área rural está localizada em uma unidade de conservação e devido ao maior distanciamento da atividade antrópica possui menos intervenções que as outras duas áreas, o que permite que as árvores tenham um melhor desenvolvimento e estabelecimento (DUBOIS; CHEPTOU, 2017). Ainda, deve-se considerar que os estágios de sucessão correspondem a um processo estocástico, com ênfase na observação de distúrbios frequentes e com a variação continuada da vegetação em diferentes escalas, tanto espacial quanto temporal (RIBEIRO et al., 2010).

Figura 7. Distribuição diamétrica (A) e distribuição das classes de altura (B) para a área Urbana; distribuição diamétrica (C) e distribuição das classes de altura (D) para a área Periurbana; distribuição diamétrica (E) e distribuição das classes de altura (F) para a área Rural (Fonte: Autor, 2020).

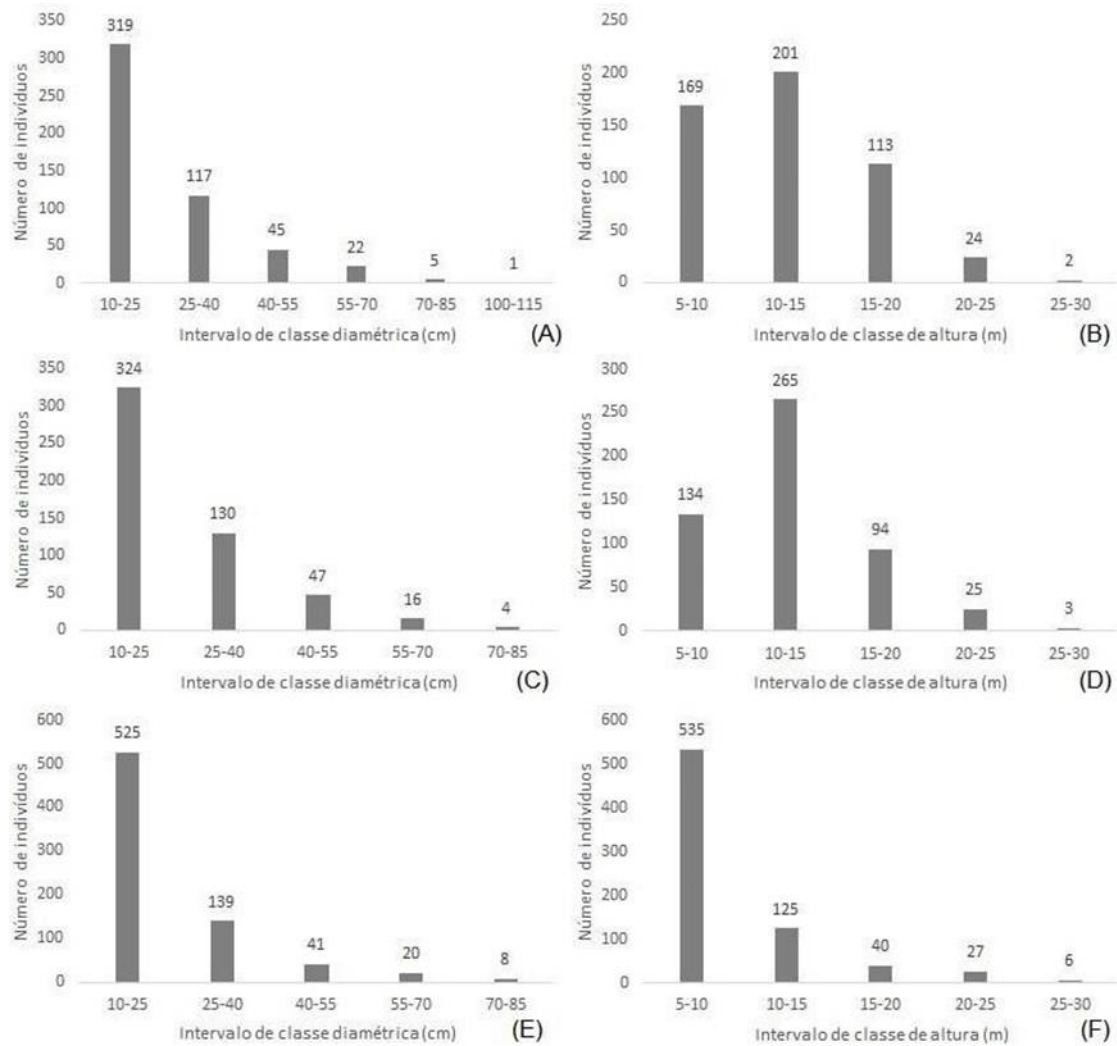
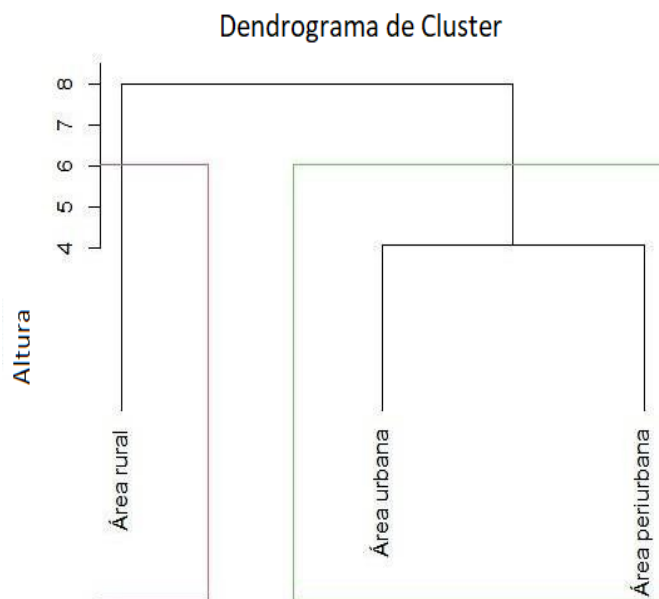


Figura 8. Análise de Cluster considerando parâmetros quali-quantitativos para caracterizar o Estágio Sucessional das áreas de estudo (Fonte: Autor, 2020).



CONSIDERAÇÕES FINAIS

Por meio do gradiente urbano-rural, constatou-se que houve diferenças entre os diferentes fragmentos florestais estudados a partir da fitossociologia e os índices analisados. De forma geral, os resultados indicaram que a antropização dos locais influenciou nos valores de importância das espécies, como por exemplo, a área rural que teve a araucária com um alto índice de valor importância, indicando a conservação do local.

Ainda, os índices de diversidade indicaram que a área rural apresentou valores superiores, o que pode estar relacionado ao grau de conservação do meio, visto que eles decrescem conforme a alteração do meio.

REFERÊNCIAS

ÁLVAREZ, M.; CÓRDOBA, S.; ESCOBAR, F.; FAGUA, G; GAST, F.; MENDOZA, H.; OSPINA, M.; UMAÑA, A. M.; VILLAREAL, H. **Manual de métodos para el desarrollo de inventários de biodiversidad**. 2.ed. Bogotá D.C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt, 2006.

ANGELO, D. H. **Índices espaciais e de diversidade florística das zonas central e residencial central de Imperatriz - MA**. 74f. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós- Graduação em Ciências Florestais e Ambientais - PPGCFA. Universidade Federal do Tocantins, Gurupi, 2017.

ARAÚJO, E. J. G. de et al. Função K de Ripley e índice de Moran na distribuição espacial da regeneração natural da candeia em áreas manejadas. **Revista Brasileira de Biometria**, v. 34, n. 3, p. 486-488, 2016.

ARONSON, M.F. et al. Hierarchical filters determine the assembly of the community of urban species pools. **Ecology**, v. 97. p. 2952 – 2963, 2016.

BERTOLINI, I. C. **Caracterização da diversidade e do ambiente de área em recuperação florestal após dez anos de implantação**, 2019. 138 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – PPGA/UNICENTRO. Guarapuava (PR), 2019.

BREUSTE J, NIEMELÄ J, SNEP RPH, Applying landscape ecological principles in urban environments. **Landscape Ecology**, v. 23, p. 1139–1142, 2008.

BIONDI, D.; BOBROWSKI, R. Utilização de índices ecológicos para análise do tratamento paisagístico arbóreo dos parques urbanos de Curitiba-PR. **Enciclopédia Biosfera**, v. 10, n. 18, p. 3006-3017, 2014.

BIZ, S. **Inventário do Patrimônio Arbóreo do Bairro Centro Norte da Cidade de Dois Vizinhos – PR. 2014**. 96 f. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Dois Vizinhos, 2014.

BOBROWSKI, R.; BIONDI, D. Comportamento de índices de diversidade na composição da arborização de ruas. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 23 n. 4, p. 475- 486, 2016.

BONTE, D.; DYCK, H. V.; BULLOCK, J. M.; COULON, A.; DELGADO, M.; GIBBS, M.; LEHOUCJ, V.; MATTHYSEN, E.; MUSTIN, K.; SAASTAMOINEN, M.; SHTICKAZZELE, N.; STEVENS, V.; PALMER, S. C. F.; TURLURE, C.; TRAVIS, J. M. J. Costs of dispersal. **Biological Reviews**, v. 87, n. 2, p. 290-312, 2012.

BRANDER, L.M.; KOETSE, M.J. The value of urban open space: meta-analyses of contingent valuation and hedonic pricing results. **Journal of Environmental Management**, v. 92, p. 2763–2773, 2011.

BRUN, F. G. K. et al. Vegetação arbórea em remanescentes florestais urbanos: Bosque do Lago da Paz, **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 37, n. 92, p. 503-512, 2017.

BUCHEL S.; FRANTZESKAKI, N. Citizens' voice: a case study about perceived ecosystem services by urban park users in Rotterdam, the Netherlands. **Ecosystem Services** v. 12, p. 169-177, 2015.

CAMPAGNARO, T.; STZIA, T.; CAMBRIA, V. E.; SEMENZATO, P. Indicators for the Planning and Management of Urban Green Spaces: A Focus on Public Areas in Padua, Italy. **Sustainability**, n. 11, v. 24, 2019.

CALLEGARO, R. M.; ARAÚJO, M. M.; LONGJIO, S. J.; ANDRZEJEWSKI, C.; TURCHETTO, F.; GOMES, D. R. Fitossociologia e fatores ecológicos condicionantes da vegetação em uma floresta estacional na região central do Rio Grande do Sul, Brasil, **Iheringia**, v. 72, n. 1, p. 33-43, abr. 2017.

CATFORD JA, NAIMAN RJ, CHAMBERS LE, ROBERTS J, DOUGLAS M, DAVIES P. Predicting novel riparian ecosystems in a changing climate. **Ecosystems** v.16, p. 382-400, 2013.

CAUGHLIN, T.; WHEELER, J. H; JANKOWSKI, J.; ELICHSTEIN, J. W. Urbanized landscapes favored by fig-eating birds increase the abundance of invading but not native

juvenile strangler figs. **Ecology**, v, 93, p. 1571-1580, 2012.

CONAMA – **CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE**. Resolução nº 388, de 23 de Fevereiro de 2007, 2007.

CZANK JR., L. **Análise da distribuição espacial de indivíduos de *xylopia brasiliensis* em um fragmento de floresta estacional semidecidual Montana em Lavra-MG**. 2006. 33f. Monografia (Bacharelado em Engenharia Florestal). Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2006.

COSTA, D. L.; SANTOS, M. F.; BEZERRA, T. G.; RIBEIRO, R. B. S.; GAMA, J. R. V.; MELO, L. O.; XIMENES, L. C.; COELHO, A. A. Estrutura e distribuição espacial de *Symphonia globulifera* L. f. em floresta de várzea baixa, Afuá-PA. **Advances in Forestry Science**, v. 5, n. 1, 2018.

CORDEIRO, J. et al. Plantas lenhosas da Floresta Ombrófila Mista do Parque Municipal das Araucárias – Guarapuava (PR), **Ambiência**, v. 7, n.3, p. 441 –460, 2011.

CUBAS, R.; WATZLAWICK, L. F.; FIGUEIRDO, A. F.; Incremento, ingresso, mortalidade em um remanescente de floresta ombrófila mista em Três Barras – SC. **Ciência Florestal**, v.26, n.3, 2016.

DOBBS, C.; ESCOBEDO, F.J.; ZIPPERER, W.C. A framework for the development of indicators for goods and services of urban forest ecosystems. **Landscape and Urban Planning**, v. 99, p. 196-206, 2011.

DOMINGUES, C. A. J.; GOMES, V. G. N; QUIRINO, Z. G. M. Síndromes de dispersão na maior área de proteção da Mata Atlântica paraibana. **Biotemas**, v. 26, p. 99-108, 2013.

DUBOIS, J.; CHEPTOU, P. O. Effects of fragmentation on plant adaptation to urban environments. **The Royal Society**, v. 372, n.1712, 2017.

FIGUEIREDO FILHO, A. et al. Produção de/ sementes de *Araucaria Angustifolia* em plantio e em floresta natural no centro-sul do estado do paraná, **Floresta**, v. 41, n. 1, p. 155-162, 2011.

GUILHERMETI, P. G. C. **Levantamento florístico e proposta de métodos para controle de *Ligustrum lucidum* w. T. Aiton (Oleaceae), em um Fragmento da Floresta Ombrófila Mista Aluvial em Guarapuava – PR**. 2013. 50 f. Monografia (Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2013.

GOMIDE, L. R.; SCOLFORO, J. R. S.; OLIVEIRA, A. D. Análise Da Diversidade E Similaridade De Fragmentos Florestais Nativos Na Bacia Do Rio São Francisco, Em Minas Gerais. **Ciência Florestal**, v. 16, n. 2, p. 127-144, 2006.

GROFFMAN, P.M., et al. Ecological homogenization of the urban USA. **Frontiers in Ecology and Environment**, v. 12, p. 74 – 81, 2014.

HIGUCHI, P; SILVA, A. C.; FERREIRA, T. S.; SOUZA, S.T.; GOMES, J. P.; SILVA, K. M.; SANTOS, K. F.; BERNDT, E. J.; SOUZA JUNIOR, J. O.; GOIS, D. T.; WEIDUSCHAT, F. Florística e estrutura do componente arbóreo e relação com variáveis ambientais em um remanescente florestal em Campos Novos - SC. **Ciência Florestal**, v. 26, p. 35-46, 2016.

JENERETTE, G.D. et al Climatic tolerances and choice of characteristics shape the

- continental biodiversity patterns of urban trees. **Global Ecology and Biogeography**, n. 25, p. 1367 – 1376, 2016.
- KANIESKI, M. R.; ARAUJO, A. C. B.; LONGUI, S. J. Quantificação da diversidade em floresta ombrófila mista por meio de diferentes índices alfa. **Scientia Florestalis**, v.38, n.88, p. 567-577, 2010.
- KANIESKI, M. R., et al, Caracterização florística e diversidade a floresta nacional de São Francisco de Paula, RS, Brasil, **Floresta**, v. 47, n. 2, p. 177-185, 2017.
- KIERAS, W. S., et al. Análise estrutural e dinâmica de *Gymnanthes Klotzschiana* (müll. arg.) em um fragmento de floresta ombrófila mista, **Scientia Agraria Paranaensis**, v. 17, n. 1, p. 71-79, 2018.
- KLAUBERG, C. et al. Florística e estrutura de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Planalto Catarinense. **Biotemas**, v. 23, n. 1, p. 35-47, 2010.
- KLEBERS. L. S.; PITI, L. G. A. Cidades biofílicas inteligentes: um estudo sobre diretrizes deste conceito aplicado a cidades médias, **Terr@Plural**, v.13, n.3, p. 434-445, 2019.
- IAPAR - INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ. 2017. Clima. Disponível em: <http://www.iapar.br>. Acesso em: 25 jul. 2017.
- INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL /THE NATURE CONSERVANCY. **Espécies exóticas invasoras**: ficha técnica. 2016. 2p. Disponível em < http://www.institutohorus.org.br/inf_fichas.htm >. Acesso em: 07 set. 201.
- LAZAROTTO, D. R. Avaliação da Sustentabilidade da Floresta Nacional de Irati por Meio de Lógica Fuzzy. **Floresta e Ambiente**, v. 25, n.1, 2018.
- LEMONS LN, FULTHORPE RR, TRIPLETT EW, ROESCH LF. 2011. Rethinking microbial diversity analysis in the high throughput sequencing era. **J. Microbiol. Methods** v. 86, p. 42-51, 2011.
- LEPCZYK, CA, LA SORTE, FA, ARONSON, MFJ, GODDARD, MA, MACGREGOR-FORS, I., NILON, CH. Padrões globais e impulsionadores da diversidade de pássaros urbanos. Global patterns and drivers of urban bird diversit. **Ecology and Conservation of Birds in Urban Environments**, p. 13-33, 2017.
- LIMA NETO, E.M.; MELO,E.;SOUZA, R. Comportamento e características das espécies arbóreas nas áreas verdes públicas de Aracaju, Sergipe. **Scientia Plena**, v. 7, n. 1, p.1-10, 2011.
- LUCK, G.W; SMALLBONE, L.T. Species diversity in urban landscapes: patterns, motivators and implications. **Urban Ecology**, p. 88–119, 2010.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 5. ed. Nova Odessa, SP: Plantarum, 2008. 352p. (v. 1).
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 5. ed. Nova Odessa, SP: Plantarum, 2008. 111p. (v. 1).
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 5. ed. Nova Odessa, SP: Plantarum, 2016. 59p. (v. 2).
- LOSOSOVÁ, Z.; CHYTRÝ, M.; TICHÝ, L.; DANIHELKA, J.; FAJMON, K.; HÁJEK,

O.; KINTROVÁ, K.; LÁNÍKOVÁ, D.; OTÝPKOVÁ, Z.; ŘEHOŘE, E. V. K. The biotic homogenization of urban floras in Central Europe depends on the residence time of exotic species and habitat types. **Biological Conservation**, v. 145, p. 179 – 184, 2012.

MA, Z.; ELISSON, A. M. A unified concept of dominance applicable at both community and species scales **Ecosphere**, v.9, n.11, 2018.

MARQUES, C. A. et al, Florestas Nacionais e Desenvolvimento de Pesquisas: o Manejo da Erva-Mate (*Ilex paraguariensis* A.St.-Hil.) na Flona de Três Barras/SC, **Biodiversidade Brasileira**, v. 2, n. 2, p. 4-17, 2012.

MAZZA, C. A. S. **Caracterização ambiental da paisagem da Microrregião Colonial de Irati e zoneamento ambiental da Floresta Nacional de Irati, PR**. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos/UFSCar; 2006. 167 p.

MELO, A. S. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotrop.**, v. 8, n. 3, 2008.

MEYER, L., GASPER, A.L., SEVEGNANI, L., SCHORN, L.A., LINGNER, D.V., VIBRANS, A.C., VERDI, M., SANTOS, A.S., DREVECK, S.; KORTE, A. Regeneração natural da Floresta Estacional Decidual em Santa Catarina. In Floresta Estacional Decidual (A.C. Vibrans, L. Sevegnani, A.L. Gasper & D.V. Lingner, eds.). **Edifurb**, p. 167-187, 2012.

MICHOLAP, P.; SIKORA, A.; KELM, M.; SIKORA, M. Variability of bumblebee communities (Apidae, Bombini) in urban green areas. **Urban Ecosystems**, v. 20, p. 1339 - 1345, 2017.

MULLER-DOMBOIS, D.; ELLEMBERG, H. **Aims and methods for vegetation ecology**. John Wiley e Sons, New York, USA. 547p, 1974.

MCDONNELL, M. J.; HAHS, A.K. The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions. **Landsc. Ecol.** v. 23, p. 1143–1155, 2015.

MORO, R. S., LIMA, C. N., Vegetação arbórea do Faxinal Sete Saltos de Baixo, Ponta Grossa, PR, **Terra Plural**, v.6, n.1, p. 79-90, 2012.

NASCIMENTO, A. R. T.; LONGHI, S. J.; BRENA, D. A. Estrutura e padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de Floresta Ombrófila Mista em Nova Prata, RS. **Ciência Florestal**, v. 11, n. 1, p. 105-119, 2001.

NEGRINI, M. et al. Dispersão, distribuição espacial e estratificação vertical da comunidade arbórea em um fragmento florestal no Planalto Catarinense. **Revista Árvore**, v. 36, n. 5, p. 919-930, 2012.

NEWBOLD, T. et al. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, p. 45 - 50, 2015.

NEWMAN, Peter. Biophilic Cities Are Sustainable, Resilient Cities. **Sustainability**, v. 5, n. 8, p. 3328-3345, 2013

NOCK, C.A.; PAQUETTE, A. M.; FOLLETT, D.J.; NOWAK, E.; MESSIER, C. Effects of urbanization on the functional diversity of tree species in eastern North America. **Ecosystems**, n. 16, p. 1487 - 1497, 2013.

NORTON, B.A.; EVANS, K.L.; WARREN, PH (2016). Biodiversidade urbana e ecologia da paisagem: padrões, processos e planejamento. *Curr. Terras. Ecol. Rep.* 1,

178–192. doi: 10.1007 / s40823-016-0018-5

NUNES, A.S.; HIGUCHI, P.; SILVA, A. C.; KILCA, R. V.; SILVA, M. A. F.; LARSEN, J. G. *Ligustrum lucidum* como uma espécie invasora oportunista em uma Floresta com Araucária no sul do Brasil. **Rodriguésia**, v.69, n.2, p.351-362, 2018.

PIELOU, E. C. **Mathematical ecology**. New York: Wiley, 1977. 385 p.

POTTKER, G. S. **Distribuição Espacial de Espécies da Floresta Ombrófila Mista na FLONA de Irati, Paraná** [dissertação]. Irati: Universidade Estadual do Centro Oeste; 2012.

R Development Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing; 2019.

RIBEIRO, L. F.; HOLANDA, F. S. R.; ARAUJO FILHO, R. N. Indicadores ambientais para o estudo da contribuição da bioengenharia na sucessão ecológica da mata ciliar na margem direita do Rio São Francisco. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia-MG, v. 11, n. 35, p. 222- 230, 2010.

RICHARDSON, D. M.; HIGGINS, S. I. Pines as invaders in the southern hemisphere. In: RICHARDSON, D. M. (ed.), **Ecology and biogeography of Pinus**. Cambridge University Press. Cambridge, pp. 450-473. 1998.

RIPLEY, B. D. Modelling spatial patterns. **Journal of the Royal Statistic Society**, v. 39, p. 172-212, 1977.

ROWLINGSON, B.; DIGGLE, P., 2004. **Splancs: spatial and space-time point pattern analysis**. Austria: R Development Core Team (R package version 2.01-15).

RODE, R.; FILHO, A. F.; MACHADO, S. A.; GALVÃO, F. análise do padrão espacial de espécies e de grupos florísticos estabelecidos em um povoamento de *Araucaria angustifolia* e em uma floresta ombrófila mista no centro-sul do Paraná. **Floresta**, v. 40, n. 2, p. 255-268, 2010.

ROY, S.; BYRNE, J.; PICKERING, C. A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs and assessment methods across cities in different climatic zones. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 4, n, 11, p. 351–363, 2012.

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

SANTOS, M. F. et al. Estrutura, distribuição espacial e dinâmica florestal de duas espécies nativas após extração manejada de madeira na Flona do Tapajós. **Advances in Forestry Science**, v. 5, n. 2, p. 351-356, 2018.

SANTOS, F. et al. Fitossociologia e estrutura diamétrica de um fragmento de cerrado sensu stricto, sul do Tocantins. **Scientia Agraria Paranaensis**, v. 16, n. 3, p. 328-334, 2017.

SCHALLENBERGER, L. S.; ARAUJO, A. J.; ARAUJO, M. N.; DEINER, L. J.; MACHADO, G. O. **Avaliação da condição de árvores urbanas nos principais parques e praças do município de Irati-PR**. Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana, v.5, n.2, p.105-123. 2010.

SCHÜTZ, C.; SCHULZE, C.H. Functional diversity of urban bird communities: effects

of landscape composition, green space and vegetation cover. **Ecology and Evolution**, v. 5, p. 5230–5239, 2015.

SCIPIONI, M.C., LONGHI, S.J., BRANDELERO, C., PEDRON, F.A.; REINERT, D.J. Análise fitossociológica de um fragmento de Floresta Estacional em uma catena de solos no Morro do Cerrito, Santa Maria, RS. **Ciência Florestal**, n.3, v. 22, p. 457-466, 2012.

SHANNON, C. E.; WEAVER, W. **The mathematical theory of communication**. Urbana: University of Illinois Press, 1949. 117 p.

SETO, K. C.; GUENERALP, B.; HUTYRA, L.R. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. **Proceedings of the national Academy of Science of the United States of America**, n.2, v. 40, p. 16083-16088, 2012.

SEVERIANO, C. E. **Potencial do manejo de Parapiptadenia rigida (Benth.) Brenan em sistema de alto fuste jardinado**, 90f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, (RS), 2015.

SCALON, J. D.; OLIVEIRA, C. A. P.; MELLO, J. M. Análise espacial de um fragmento florestal baseada no mosaico de dirichlet. **Revista Árvore**, v. 36, n. 4, p. 733-740, 2012.

SENEME, A. M.; POSSAMAI, E.; SCHUTA, L. R. Germinação e sanidade de sementes de vacum (*Allophylus edulis*). **Revista Ceres**, v.53, n. 305, p.1-6, jan./fev. 2006.

SILVA, A. R. **Composição, estrutura horizontal e espacial de 16 ha de floresta densa de terra-firme no estado do Amazonas**. Dissertação de mestrado (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais) – Universidade Federal do Amazonas, 84p, 2015.

SILVA, M. C. N. A; RODAL, M. J. N. Padrões das síndromes de dispersão de plantas em áreas com diferentes graus de pluviosidade, PE, Brasil. **Acta botânica Brasilica**, v. 23. p. 1040-1047, 2009.

SILVA, I. S.; PINTO, A. V. F.; ALMEIDA, C. A. C.; LEITE, M. J. H.; PAES, R. A. Levantamento das espécies arbóreas da Praça Centenário do município de Maceió, Alagoas. **Acta Biológica Catarinense**, v. 7, n. 1, p. 29-36, 2020.

SILVA, R.K.S.; FELICIANO, A.L.P.; MARANGON, L.C.; LIMA, R.B.A.; SANTOS, W.B. Estrutura e síndromes de dispersão de espécies arbóreas em um trecho de mata ciliar, Sirinhaém, Pernambuco, Brasil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v.32, n.69, p.1-11, 2012

SILVESTRE, R. et al. Análise estrutural e distribuição espacial em remanescente de Floresta Ombrófila Mista, Guarapuava (PR) Structural analysis and spatial distribution in an Araucaria Forest remaining, Guarapuava (PR). **Ambiência**, v. 8, n. 2, p. 259-274, 2012.

TAYLOR, L.; HOCHULI, D. F. Defining the green space: various uses in various disciplines. **Landscape and Urban Planning**, v. 158, p. 25–38, 2017.

VANDEWALLE, M. et al. Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. **Biodiversity and Conservation**. v. 19, n. 10, p. 2921-2947, 2010.

VIEIRA, G.; SANQUETTA, C.R.; BARBEIRO, L. da S.S. Estoque individual de biomassa e carbono em *Nectandra grandiflora* Nees (Canela-amarela). **Floresta**, v.39, n.3, p.547-554, 2009.

VIGILIATO, G. R.; ZAMPAR, R. Susceptibilidade das zonas de recuperação de uma unidade de conservação à invasão biológica por espécies arbóreas exóticas. **Revista de Saúde e Biologia - SaBios**, v. 6, n. 3, p. 25 - 37, 2011.

XIAO, X. D.; DONG, L.; YAN, H.; YANG, N.; XIONG, Y. The influence of the spatial characteristics of urban green space on the urban heat island effect in Suzhou Industrial Park. **Sustainable Cities and Society**, v. 40, p. 428-439, 2018.

WATZLAWICK, L. F.; GARDIN, E.; LONGHI, S.J. Florística, estrutura e distribuição espacial em fragmento de Floresta Ombrófila Mista em São Francisco de Paula (RS) Floristic, structure and spacial distribution in an Araucaria Forest fragment in São Francisco de Paula (RS). **Ambiência**, v. 9, n. 1, p. 113-128, 2013.

WOLCH, J. R.; BYRNE, J.; NEWELL, J. P. Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities 'just green enough'. **Landscape and Urban Planning**, v. 125, p. 234-244, 2014.

CAPÍTULO 2: QUÃO IMPORTANTE PODE SER UM FRAGMENTO FLORESTAL URBANO PARA OFERTAR SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS?

INTRODUÇÃO

A urbanização de áreas rurais ou naturais levou a mudanças expressivas nos ecossistemas em todo o mundo o que teve como consequência a perda de habitats naturais, fragmentação e degradação florestal e homogeneização da biodiversidade (NEWBOLD et al. 2015; HODGES; MCKINNEY, 2018). Os efeitos da urbanização sobre a flora e fauna nativas são complexos e podem levar a altas taxas de extinção local, mas também criar refúgios para espécies raras ou ameaçadas (MADRE et al. 2014; IVES et al. 2016).

O impacto da fragmentação sobre as espécies florestais decorre de dois principais componentes: a redução da área e o isolamento entre os fragmentos de habitat remanescentes (FAHRIG, 2020). Ambos podem causar consequências à dinâmica florestal, mas geralmente, quando os fragmentos estão mais próximos, o movimento mais fácil das espécies entre eles pode reduzir o risco de extinção e conseqüentemente da diminuir o risco de perda de serviços ambientais (ESTAVILLO; PARDINI; DA ROCHA, 2013; HILLEBRAND et al., 2017).

Por outro lado, a conservação da biodiversidade urbana é fundamental para que os serviços ecossistêmicos sejam ofertados à população urbana, incluindo o fornecimento de alimentos, a regulação do microclima, a produção de biomassa, o abastecimento de água e purificação, polinização e fornecimento de habitats para espécies florestais (LUEDERITZ et al. 2015; DECOCQ et al. 2016; LIANG et al. 2016; MORI et al. 2017). Ressalta-se que, as funções ecossistêmicas (fluxos de matéria, energia e informação) geram serviços ecossistêmicos quando os processos naturais geram benefícios apropriáveis ou utilizáveis pelo ser humano, e daí surgem as diferentes categorias de serviços ecossistêmicos como provisão, regulação, suporte e culturais (ANDRADE; ROMEIRO, 2009). Dentre os estudos dessas funções, McPhearson et al. (2013) afirmam que a abordagem de estudo dos serviços ecossistêmicos fornece uma estrutura útil para avaliar a condição geral, estabelecer metas, identificar referências e priorizar abordagens para melhorar o funcionamento das áreas urbanas para sua sustentabilidade e resiliência.

Dentre a gama de serviços ecossistêmicos, existem estudos que avaliam a capacidade interceptação da água da chuva de fragmentos ou espécies florestais, como por exemplo, Freitas et al. (2016), Liu et al. (2018), Groppo et al. (2019) e Junqueira Junior (2019), assim como o estoque de carbono, nos desenvolvidos por Cunha et al.

(2009), Ferraz et al. (2014) e Azevedo et al. (2018). Além desses, existem os estudos que avaliam os serviços ecossistêmicos em diferentes tipologias de áreas verdes urbanas (árvores nas calçadas, parques, jardins privados), como por exemplo, Derkzen et al. (2015), Strohbach; Haase (2012) e Sutton; Anderson (2016). Todos esses estudos evidenciam a importância da vegetação para a oferta dos serviços ecossistêmicos, no entanto, o conhecimento de diferentes tipos de vegetação considerando mais de um tipo de serviço ecossistêmico ainda é escasso (MEXIA et al., 2018).

De fato, fragmentos florestais isolados em áreas urbanas são sensíveis aos efeitos microclimáticos e antropogênicos, suportando apenas uma pequena proporção da biodiversidade da floresta original, por isso, seu valor para conservação é muitas vezes desconsiderado (PFEIFER et al., 2017 ; WILLIAMSON et al., 2020). No entanto, a importância da heterogeneidade desse habitat para a conservação da biodiversidade é cada vez mais reconhecida (ARROYO-RODRIGUEZ et al., 2020; WATLING; FANG, 2020).

Esse conhecimento, considerando principalmente o gradiente urbano-rural, é fundamental para que se possa comprovar o potencial das áreas verdes urbanas na melhoria da qualidade ambiental, interferindo de forma direta na qualidade de vida da população. O objetivo geral do estudo consistiu em verificar as distinções na oferta de serviços ecossistêmicos de diferentes fragmentos florestais ao longo de um gradiente urbano-rural.

HIPÓTESE

O fragmento florestal urbano apresenta valores inferiores na oferta de serviços ecossistêmicos quando comparado a um fragmento florestal rural em área conservada.

OBJETIVO GERAL

O objetivo geral do estudo consistiu em verificar as distinções na oferta de serviços ecossistêmicos de diferentes fragmentos florestais ao longo de um gradiente urbano-rural.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

A seguir estão apresentados os objetivos específicos do estudo, que consistem em:

- Estimar a biomassa aérea e o estoque de carbono de forma indireta;
- Testar a variação de equações desenvolvidas para estimar a biomassa e o estoque de carbono de forma indireta;

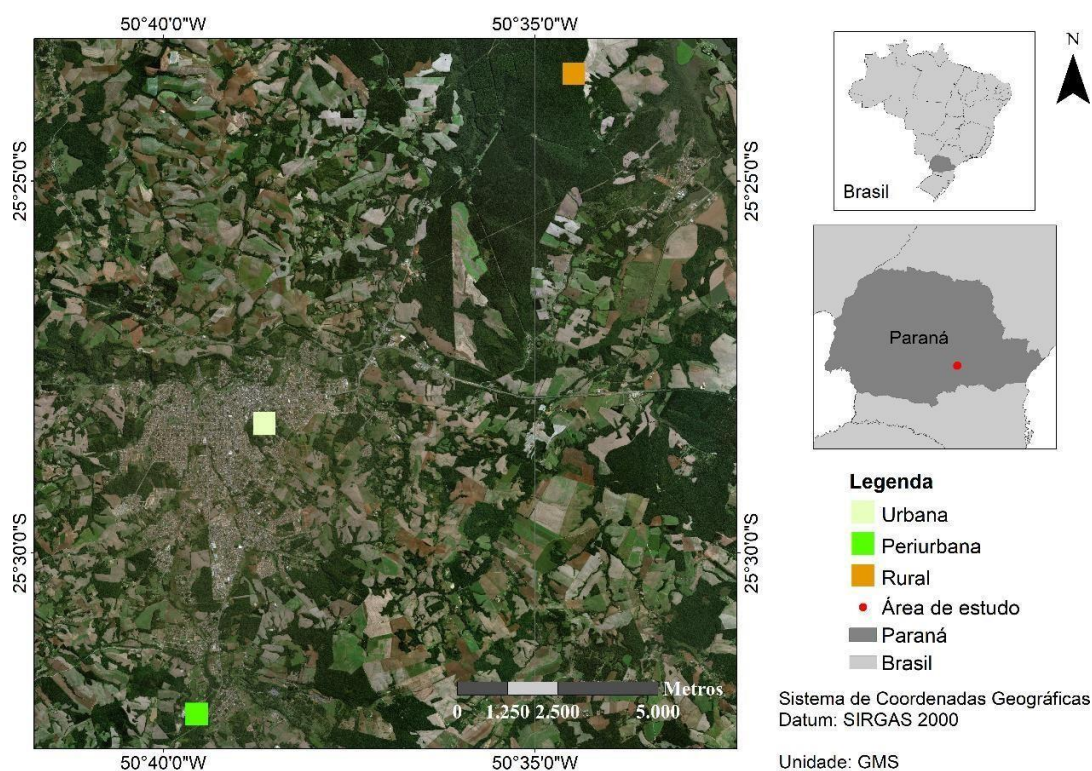
- Determinar a capacidade de interceptação da chuva;
- Verificar as distinções de posicionamento de coletores de chuva da borda para o interior do fragmento florestal.

METODOLOGIA

Área de estudo

O estudo foi realizado em duas áreas situadas no perímetro urbano do município de Irati, correspondendo a área urbana e periurbana, e uma área na zonal rural (Figura 1) do município de Fernandez Pinheiro, dentro da Floresta Nacional de Irati. Estas áreas de estudo estão situadas há cerca de 150 km da capital Curitiba, na região centro-sul do Estado do Paraná, dentro do ecossistema da Floresta Ombrófila Mista (FOM). O clima local é do tipo Cfb na classificação de Köppen-Geiger, com verão ameno e inverno com ocorrências de geadas frequentes e severas, mas sem estação seca definida. As temperaturas médias anuais de 17,5°C, média mensal de precipitação pluviométrica de 193,97 mm e anual chega a 1.582 mm, com umidade relativa do ar mensal média de 80,3% (SCHALLENBERGER et al., 2010).

Figura 1. Localização das áreas de estudo, com destaque para a localização dos fragmentos florestais urbano (Área Urbana – Branco), periurbano (Área Periurbana – Verde) e rural (Área Rural – Laranja).



A área urbana refere-se ao bosque São Francisco, que está localizado no centro da cidade de Irati, possui cerca de 1,0 ha de dimensão, sendo que o espaço ao redor é composto por sistemas de iluminação, visto que é uma área pública, calçadas (o que possibilita atividades de recreação), as ruas do entorno são asfaltadas, há construções residenciais em quase todo o seu redor e outra pequena parte conta com área sem edificação e cobertura vegetal arbórea.

A área periurbana, que consiste na transição urbano-rural, está situada nas dependências da Universidade Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO) na cidade de Irati. Essa área florestal tem aproximadamente 32,0 ha sendo que a área estudada de 1,0 ha possui borda imediata e tem em seu entorno calçadas, construção dos blocos da Universidade e o restante cobertura vegetal arbórea.

A área rural que está localizada na FLONA de Irati, conta com uma área total de 3.495 ha sendo uma Unidade de Conservação de Uso Sustentável em estágio avançado de sucessão (MAZZA, 2006). Nessa área em 2002 foram instaladas 25 parcelas permanentes, as quais estão subdivididas em blocos de 1,0 hectare (Figura 2). Para esse estudo foram utilizados os dados do bloco 17 com destaque na figura, sendo o seu entorno limítrofe a propriedade rural e por possuir borda imediata, permite a comparação entre as outras áreas de estudo.

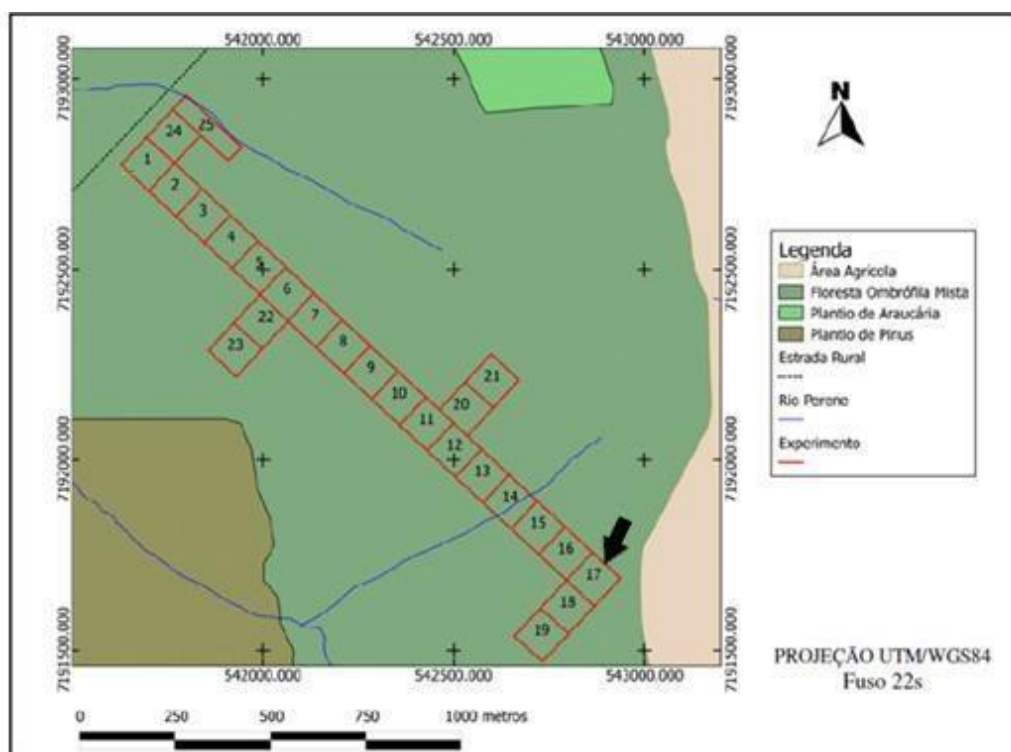


Figura 2. Localização dos blocos permanentes na FLONA de Irati, PR, com destaque do bloco 17. Fonte: adaptado de Pottker (2012, p. 46).

Estimativa da biomassa aérea e estoque de carbono

Considerando a área urbana como limitante para a delimitação das outras áreas, por possuir área total pouco maior que 1,0 ha, as áreas de estudo em cada tipo de fragmento florestal foram demarcadas em um total de 1,0 ha cada. Essa uniformização permitiu realizar a comparação entre as áreas a partir das análises, sendo que para cada área foram feitas subdivisões em 50 parcelas de 10 m x 20 m.

Os dados da área rural são provenientes de um experimento multidisciplinar em 25 hectares contínuos de Floresta Ombrófila Mista (FIGUEIREDO FILHO et al., 2010), assim, para seguir o padrão nas outras áreas foram mensurados todos os indivíduos com $DAP \geq 10$ cm (STEPKA et al., 2012). O experimento contém informação da altura comercial dos indivíduos florestais, e partir disso, foram realizadas as medições das alturas totais dos indivíduos, as quais foram mensuradas com o auxílio do Clinômetro Digital EC2 e quando não possível a utilização do equipamento devido a quantidade densa de copa, as mesmas foram estimadas com auxílio de um gabarito de 3 m.

Para as outras áreas de estudo além da altura total, foram mensurados o CAP (circunferência a altura do peito, à 1,30 m acima do solo) com fita métrica. Para todas as espécies foram feitas coletas de material biológico para confecção de exsicatas, a fim de identificar e armazenar as espécies no herbário do Departamento de Engenharia Florestal.

Para gerar repetibilidade de informação e permitir análises comparativas entre as áreas e modelos testados foi feita a unificação dos dados de 10 parcelas de 200 m², formando 5 parcelas de 2000 m² por área de estudo. Para evidenciar a importância dos ecossistemas urbanos, que desempenham um papel fundamental na redução do avanço do efeito estufa a partir do sequestro de carbono (BAE; RYU, 2015; GRATANI et al., 2016), foram realizadas estimativas da biomassa da parte aérea e do estoque de carbono pelo método indireto por meio de três diferentes equações.

O primeiro modelo (1) refere-se ao modelo alométrico pantropical proposto por Chave et al. (2014), desenvolvida a partir de um banco de dados global de árvores, com informações obtidas em 58 locais diferentes, abrangendo uma ampla gama de condições climáticas e tipos de vegetação tropical.

Quadro 1. Equações para cálculo de valores de massa específica.

Equação 1	$BA = 0,0673 \cdot (\rho D^2 Ht)^{0,976}$
Equação 2	$P = 284,499 - (58,61 \cdot dap) + (4,213 \cdot dap^2) - (0,107 \cdot dap^3) + (0,001 \cdot dap^4) - (5,68^6) \cdot dap^5$
Equação 3	$C = 1,343 + 0,088 \cdot dap^2 + 0,005 \cdot (dap^2 \cdot ht)$
Equação 4	$P = 0,04821 \cdot DAP^{1,34374} \cdot H^{1,26829}$
Equação 5	$C = 0,01996 \cdot DAP^{1,35703} \cdot H^{1,28396}$

Em que: BA - biomassa aérea (kg); ρ - massa específica da madeira (g.cm-1); D - diâmetro da árvore (cm); Ht - altura da árvore (m). Em que: P - biomassa aérea total; dap - diâmetro a altura do peito (1,3 m), Em que: C - peso do carbono estocado (kg/árvore); dap - diâmetro a altura do peito (1,3 m) árvore; ht - altura total, Em que: P - peso da biomassa seca; DAP - diâmetro a altura do peito (1,3 m) da árvore; H - altura total, Em que: C - peso do carbono; DAP - diâmetro a altura do peito (1,3 m) da árvore; H = altura total.

Os valores de massa específica utilizado neste modelo foram consultados em literatura conforme Quadro 1 em anexo, e para as espécies não encontradas, os valores foram determinados a partir de uma média calculada por meio de valores disponíveis para o mesmo gênero. Para esse procedimento foi considerado no mínimo três espécies do gênero para realizar o cálculo da média. As espécies para as quais a massa específica não foi encontrada foram *Casearia lasiophylla*, *Curitiba prismatica*, *Ocotea diospyrifolia*, *Picrasma crenata*, *Trichilia elegans*, *Vernonanthura petiolaris* e *Zanthoxylum kleinii*.

A determinação do estoque de carbono por árvore foi realizada por meio da multiplicação da quantidade de biomassa aérea pelo valor 0,5. Adotou-se este procedimento tendo em vista que o carbono possui em média 50% da matéria vegetal dos indivíduos arbóreos na Floresta Ombrófila Mista (BRITEZ et al., 2006; WATZLAWICK et al., 2014).

Para verificar a diferença de um modelo feito para área tropical e outros modelos para área de Floresta Ombrófila Mista, foram estimados outros dois modelos, sendo o segundo modelo (2) para a determinação da biomassa aérea e o modelo (3) para estimativa do carbono, que foram ajustados por Ratuchne (2010) para fragmentos da Floresta Ombrófila Mista Montana. O terceiro modelo utilizado para a determinação da biomassa aérea (4) e do carbono (5) foi ajustado por Martins (2011), também para fragmentos da Floresta Ombrófila Mista Montana:

Para avaliar a distinção da quantidade de biomassa e estoque de carbono entre as áreas estudadas e em relação às equações utilizadas, adotou-se um Delineamento em Blocos Casualizados, em que cada fragmento florestal estudado foi considerado como um bloco e os tratamentos correspondentes aos três diferentes modelos avaliados. A ANOVA

foi realizada mediante constatação da homocedasticidade dos resíduos, via teste de Bartlett. Em havendo diferenças significativas, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro. Todas as análises estatísticas foram realizadas na linguagem de programação estatística R (R Development Core Team, 2019), por meio da interface R Studio versão 4.0.0.

Para servir de apoio ao estudo foram tiradas fotografias dos dosséis do centro de cada fragmento para verificar o Índice de Área Foliar, essa avaliação varia de acordo com a composição das espécies, do estado de desenvolvimento, sazonalidade e, principalmente, das condições locais (GALVANI; LIMA, 2014), por isso é uma informação útil ao estudo. Dessa forma, foram obtidas fotografias hemisféricas com a utilização de smartphone com lente hemisférica acoplada. A captura dessas fotografias foi de forma sistemática no centro de cada parcela e analisadas no software Gap Ligth Analyzer – GLA 2.0.

Sazonalidade e distinções da interceptação da chuva

Para avaliar a capacidade de interceptação da água da chuva foram confeccionados coletores de água da chuva com litros de garrafa PET, com dimensões padronizadas de comprimento 0,22 m e diâmetro de 0,101 m. Os coletores foram fixados em bambus a um metro acima da superfície do solo (Figura 3).

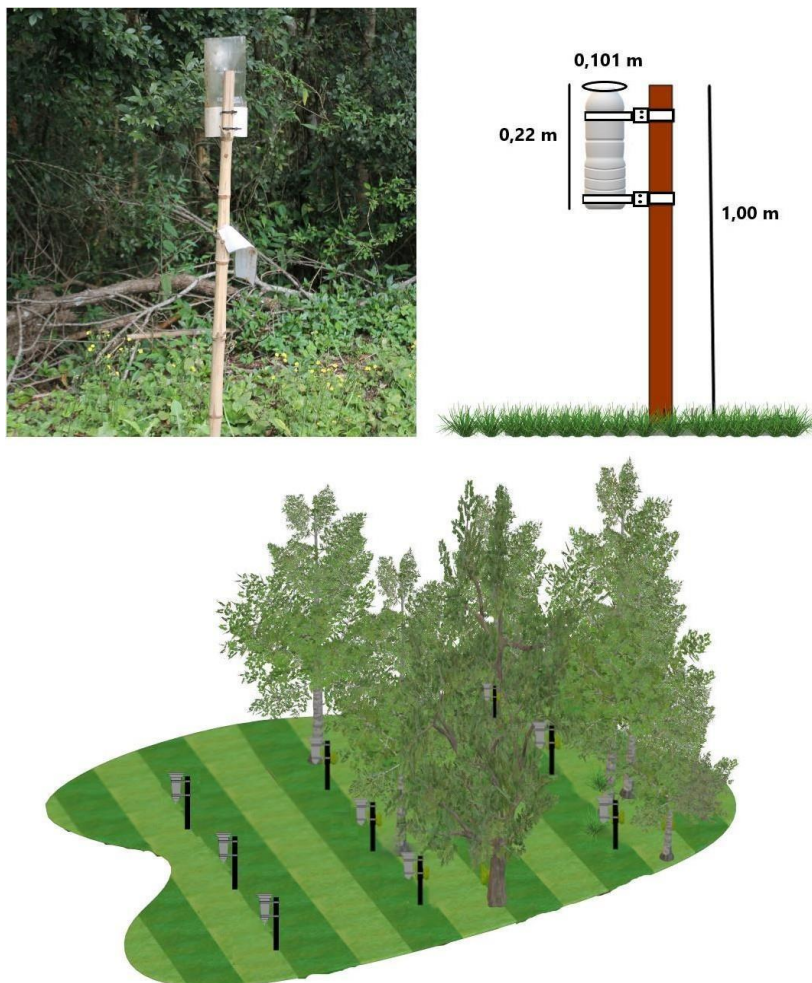
Os coletores foram fixados em três pontos, com três repetições cada, por local de coleta em cada fragmento, sendo elas: fora, na borda e no centro conforme o esquema ilustrativo acima, totalizando nove coletores por área. Os coletores instalados fora dos fragmentos foram utilizados como testemunha, para evidenciar o quanto ocorria de precipitação no local, sem interferência da copa das árvores.

Já os coletores instalados na borda dos fragmentos foram utilizados para verificar a influência do efeito de borda e do vento na interceptação da precipitação. Já os coletores instalados no centro dos fragmentos foram utilizados para que se pudesse saber o quanto o fragmento florestal urbano, periurbano e rural interceptariam mediante a influência das copas das árvores.

A coleta de dados foi realizada em cada dia chuvoso durante um mês inteiro, no período correspondente ao meio das diferentes estações do ano de 2019 para 2020, ou seja, entre abril e maio (outono), julho e agosto (inverno), outubro e novembro (primavera) e janeiro e fevereiro (verão). A avaliação sazonal da precipitação se justifica

principalmente levando em consideração que no Paraná há uma ampla variabilidade espacial de precipitação evidenciado por Baú et al. (2006), os quais avaliaram séries de precipitações mensais da mesoregião oeste do Estado do Paraná, para cada uma das estações.

Figura 3. Imagem do coletor de chuva confeccionado e instalado, esquema ilustrativo das dimensões do coletor, e abaixo esquema ilustrativo da distribuição dos coletores fora, na borda e no centro das áreas de estudo.



A quantidade de água coletada durante cada dia de coleta foi transferida para uma proveta graduada para verificar a quantidade de chuva (mL), determinando-se a quantidade de precipitação (mm), por meio da equação proposta por Oliveira (2014):

$$pluviosidadeemmm = \frac{(quantidadedechuva(L))}{áreadaboca}$$

Em que: área da boca - πr^2 , r - raio da boca do coletor em metros

Para analisar a distinção na interceptação da chuva entre locais e entre os pontos de localização dos coletores foi adotado um Delineamento em Blocos Casualizados em seis análises estatísticas diferentes. Essas análises foram feitas com intuito de verificar a interceptação da chuva entre os diferentes fragmentos nas diferentes épocas do ano e principalmente.

Para as primeiras quatro análises as estações do ano individualmente representaram os blocos, sendo elas 1 (outono), 2 (primavera), 3 (inverno) e 4 (verão), e a posição dos coletores (fora, borda e centro) representaram os tratamentos. Já para a análise 5 foram consideradas como blocos as quatro estações do ano, e as três áreas de estudo representaram os tratamentos. E por fim, na análise 6, as três áreas de estudo foram consideradas como blocos, e as quatro estações do ano consideradas como tratamentos.

Os dados de interceptação da chuva utilizados foram resultado da diferença entre a precipitação coletada fora do fragmento (precipitação total) e a precipitação coletada no centro do fragmento (precipitação interna). A ANOVA foi realizada mediante constatação da homocedasticidade dos resíduos, via teste de Bartlett. Para dados que não atenderam a normalidade da homocedasticidade, foi utilizado a transformação pelo método de Box-Cox (BOX; COX, 1964). Em havendo diferenças significativas, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro. Todas as análises estatísticas foram realizadas na linguagem de programação estatística R (R Development Core Team, 2019), por meio da interface R Studio versão 4.0.0 com utilização do pacote agricolae (MENDIBURU, 2020).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A análise de variância está apresentada na Tabela 1 em que constatou-se que não houve diferença significativa entre os locais estudados para as estimativas de biomassa e também não houve diferença significativa entre os locais para as estimativas de estoque de carbono. Para os tratamentos testados (modelos de estimativa) houve diferença nas estimativas tanto para a biomassa quanto para o carbono.

Houve diferença significativa entre os modelos ajustados conforme análise apresentada na Tabela 2, ainda embora as diferenças aparentes que existem entre as áreas principalmente em relação ao padrão de urbanização, composição de espécies e estrutura da vegetação houve uma equivalência estatística em relação a biomassa e ao estoque de

carbono.

Tabela 1 - Resumo da análise de variância para Estoque de Carbono e Peso da Biomassa. Em que FV: fonte de variação; GL: graus de liberdade; QM: quadrado médio.

Estoque de Carbono			
FV	GL	QM	p-valor
Blocos	2	2,087 ⁹	0,3893 ns
Tratamentos	2	6,49 ¹⁰	1,08 ⁹ *
Resíduos	40	2,16 ⁹	
Peso da biomassa			
	GL	QM	p-valor
Blocos	2	3,31 ¹⁰	0,3634 ns
Tratamentos	2	1,67 ¹¹	2,37 ⁻⁶ *
Resíduos	40	9,19 ⁹	

*: significativo a 5% de probabilidade de erro; ns: não significativo.

Tabela 2. Teste de médias pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro para tratamentos e blocos da análise de estoque de carbono e peso de biomassa.

Estoque de carbono (mg.ha⁻¹)			
Tratamentos	Médias	Blocos	Médias
Chave (2014)	45,5383 a	Rural	37,1986 a
Ratuchne (2010)	34,8597 b	Periurbano	34,2183 a
Martins (2011)	24,7265 c	Urbano	33,7076 a
Peso de biomassa (mg.ha⁻¹)			
Tratamentos	Médias	Blocos	Médias
Chave (2014)	91,0766 a	Rural	84,7636 a
Ratuchne (2010)	79,2310 a	Periurbano	71,8725 a
Martins (2011)	58,0558 b	Urbano	71,7288 a

Médias seguidas da mesma letra, nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade de erro.

Embora as diferenças aparentes que existem entre as áreas principalmente em relação ao padrão de urbanização, composição de espécies e estrutura da vegetação houve uma equivalência estatística em relação a biomassa e ao estoque de carbono. Esse resultado pode estar relacionado com o fato de que a área urbana, apesar de estar isolada e inserida em um meio com frequentes atividades antrópicas, não sofre com manejos frequentes ou perturbações anuais (POUYAT et al., 2006; EDMONDSON et al., 2014) prestando o serviço ecossistêmico de estoque de carbono de igual forma que uma área

conservada.

De acordo com Muhd-Ekhzarizal et al. (2018), os valores de carbono são maiores para locais melhores conservados. A área rural que está inserida em unidade de conservação possui maior distanciamento de áreas urbanizadas que possuem atividades antrópicas diretas, geralmente, as áreas conservadas armazenam grande quantidade de carbono (KENDIE et al., 2019).

No entanto, a área urbana e periurbana, mesmo sofrendo maior pressão antrópica e consequentemente sendo caracterizado por ser uma área com qualidade ambiental inferior, estão visivelmente estocando carbono de igual forma, o que é um resultado importante visto que essas áreas prestam papéis fundamentais no ambiente urbano possibilitando uma diversidade de funções ou serviços (DACANAL, 2010; SCHREYER et al., 2014; ZHANG et al., 2015; KENDIE et al., 2019).

Para o outro serviço ecossistêmico estudado que é a interceptação da chuva, constatou-se a partir da Tabela 3 que houve diferença significativa entre as posições dos coletores (tratamentos) dentro de cada fragmento estudado em todas as estações do ano (p-valor <0,01). Todos os dados analisados atenderam ao critério da homogeneidade de variâncias pelo teste de Bartlett.

As bordaduras das áreas florestais do estudo são formadas por áreas de transição de um local com características de floresta para outro local com características diferentes como por exemplo plantios agrícolas e construções residenciais. Essa transição afeta a interceptação da chuva por possuir características de cobertura arbórea mais contínua para outra menos contínua, o que influencia a interceptação da água da chuva (HOLDER; GIBBES, 2017). Ainda, a análise de variância indicou que não houve diferença significativa entre as estações do ano, esse resultado pode estar relacionado com o fato de que não existiu sazonalidade na distribuição da chuva o que influencia diretamente no fluxo das águas nos meios urbano e rural (DE LUIZ, 2012).

A diferença significativa a partir do teste de média apresentada na Tabela 3 só foi significativa no verão, para as outras estações houve semelhança na interceptação da borda e no centro, o que pode ser justificado pelo efeito de borda onde há maior influência do vento e no centro em que há maior densidade de copas (PRIMACK; RODRIGUES, 2001; VAN STAN et al., 2015).

Tabela 3. Análise de variância para interceptação da precipitação para as quatro estações do ano (individualmente) em relação às três posições dos coletores, para as quatro estações do ano (entre si) em relação aos três fragmentos florestais, e para os três fragmentos florestais em relação às quatro estações do ano.

	FV	GL	QM	p-valor
	Bloco	2	206,6	1,88 ⁻¹
Outono	Tratamento	2	657,75	5,54 ⁻³
	Resíduo	157	122,46	
	Bloco	2	60,74	4,09 ⁻¹
Primavera	Tratamento	2	577,8	2,82 ⁻⁴
	Resíduo	184	67,6	
	Bloco	2	1,85	6,91 ⁻¹
Inverno	Tratamento	2	54,4	1,04 ⁻⁴
	Resíduo	58	5,04	
	Bloco	2	108,05	4,88 ⁻²
Verão	Tratamento	2	1538,46	< 2,0 ⁻¹⁶
	Resíduo	319	35,43	
	Bloco	2	20,64	4,38 ⁻¹
Entre estações	Tratamento	3	121,08	2,67 ⁻³
	Resíduo	237		
	Bloco	3	117,520	3,23 ⁻³
Entre fragmentos	Tratamento	2	25,989	3,54 ⁻¹
	Resíduo	237	24,925	

FV: fonte de variação; GL: graus de liberdade; QM: quadrado médio.

Tabela 4. Teste de médias pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro para a precipitação durante as quatro estações do ano em relação a distribuição dos coletores.

Primavera		Verão		Outono		Inverno	
Tratamentos	Médias	Tratamentos	Médias	Tratamentos	Médias	Tratamentos	Médias
FORA	16,89a	FORA	12,71a	FORA	17,92a	FORA	6,06a
BORDA	13,55ab	BORDA	8,15b	BORDA	13,52ab	BORDA	4,61ab
CENTRO	10,84b	CENTRO	5,22c	CENTRO	11,034b	CENTRO	2,84b

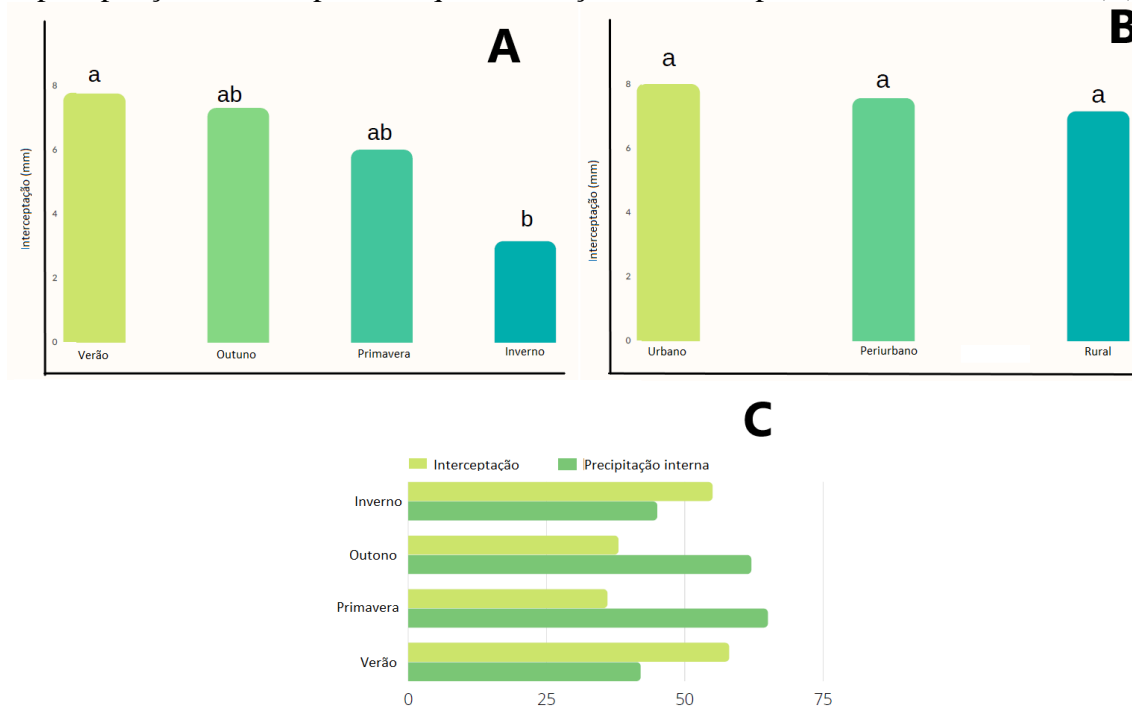
Médias seguidas da mesma letra, nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade de erro.

Ainda, constatou-se que no outono houve a maior média de precipitação dentre todas as estações. Apesar de o verão ser considerado a estação com maior tendência de precipitação no Estado do Paraná (GONÇALVES; BACK, 2018), a estação apresentou a

segunda menor média neste estudo. O verão foi a estação com maior quantidade de dias chuvosos, mas a precipitação foi bem distribuída durante os dias, ao contrário do outono que apresentou a maior média, pois apesar de apresentar menos dias chuvosos, as precipitações foram mais intensas. Ainda, pode-se observar que o verão foi a única estação com diferença significativa entre as posições dos coletores.

Para evidenciar as diferenças de precipitação e interceptação das áreas de estudos entre as estações do ano podemos verificar na Figura 4 o percentual referente as médias de precipitação no centro das áreas de estudo e também da quantidade interceptada. Observa-se que para a estação do verão foram apresentadas as maiores porcentagens de interceptação, seguida das estações do inverno, outono e primavera.

Figura 4. Médias de interceptação da precipitação das estações do ano em relação aos fragmentos florestais, resultado da diferença entre a precipitação coletada fora do fragmento florestal (precipitação total) e a precipitação coletada no centro do fragmento florestal (precipitação interna) (A), Médias de interceptação da precipitação das áreas de estudo em relação às estações do ano, resultado da diferença entre a precipitação coletada fora do fragmento florestal (precipitação total) e a precipitação coletada no centro do fragmento florestal (precipitação interna), (B) e Porcentagem da média de interceptação e precipitação interna para as quatro estações do ano para as áreas de estudo (C).



Médias seguidas da mesma letra, nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade de erro.

Para os resultados do teste de média apresentados na Figura 4 em que foram consideradas as quatro estações do ano como tratamentos, e os três fragmentos como blocos, a estação do verão apresentou a maior média de interceptação, seguida por outono, primavera e inverno, respectivamente. O teste de média não apresentou diferenças

significativas para a interceptação da chuva no verão para com as estações do outono e primavera, mas difere do inverno que é estatisticamente é similar ao outono e a primavera.

Para as estações do ano verificou-se que houve maior interceptação no verão, que é a época de maior volume de chuvas, o que é extremamente importante, visto que a presença da cobertura florestal influencia na redistribuição da água da chuva, no amortecimento, no direcionamento e na retenção das gotas que chegam ao solo (OLIVEIRA JÚNIOR; DIAS, 2005), influenciando conseqüentemente na redução do escoamento superficial e podendo mitigar problemas causados pelas tempestades no meio urbano, como as enchentes (SILVA et al., 2008).

Para o outono houve médias altas de precipitação, superando os períodos mais chuvosos do ano, verão e primavera. De acordo com o SIMEPAR (2020), o outono de 2019, época da coleta de dados, sofreu uma adversidade do fenômeno El Niño, que fez com que durante o período ocorressem mais chuvas do que o comum para este período do ano (um aumento de 35% a 45% na precipitação), o que poderia justificar o resultado. Salton et al. (2016) explicam que durante o outono e inverno ocorrem dias chuvosos com maior duração no Estado do Paraná, o que também pode ter influenciado para o maior volume de chuva coletado durante o outono.

Ainda, conforme os boletins diários disponibilizados no aplicativo IAPAR Clima para a estação meteorológica de Teixeira Soares, que é a mais próxima da cidade de Irati-PR (cerca de 25 km), apesar de o outono ter tido um maior volume de chuva, foi em menor distribuição quando comparado com o verão.

Quando consideradas as quatro estações do ano como tratamentos, e os três fragmentos como blocos, a estação do verão apresentou a maior média de interceptação, seguida por outono, primavera e inverno, respectivamente. As diferenças sazonais podem ser explicadas pelo período chuvoso, sendo o verão a estação quando mais ocorre precipitação e o inverno a estação com menor ocorrência de precipitação. Ávila et al. (2014) apresentaram resultados semelhantes ao estudar uma microbacia hidrográfica ocupada por remanescente do bioma Mata Atlântica. Em sua pesquisa, obteve dados que demonstram que durante o período chuvoso o local teve percentuais médios de precipitação total elevados quando comparados aos percentuais médios de precipitação total no período seco.

Para a análise em que as três áreas como tratamentos e as estações do ano como blocos. O resultado da área urbana apresentou a maior média, seguida pela média da área rural e da área periurbana, respectivamente. Pode-se verificar que as três áreas não

apresentam diferenças significativas entre si, sugerindo que ambas possuem potencial de interceptação equivalente. Isso pode ser explicado pela cobertura arbórea presente que, apesar de ser menos densa nas áreas urbana e periurbana quando comparada com a rural, possuem maior densidade no estrato regenerante, influenciando diretamente na repartição da precipitação e interceptação (FLEISCHBEIN et al., 2005; GIGLIO; KOBAYAMA, 2013).

A importância das áreas verdes dentro dos centros urbanos, não é só em relação a sua eficiência na interceptação e retenção da água da chuva, mas também como reguladoras climáticas (MARTINI; BIONDI, 2015). Em áreas conservadas, o conhecimento sobre a interceptação é importante para embasar as normas de manejo das espécies, enquanto, para fragmentos isolados esses estudos são importantes para evitar o risco de enchentes (XIAO; MCPHERSON, 2003). De forma geral, os resultados obtidos evidenciaram a importância da manutenção das áreas verdes urbanas na interceptação da chuva de que consiste em processo importante no ciclo hidrológico em ecossistemas florestais (WANG et al., 2016).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Foi possível verificar que a biomassa área e o estoque de carbono prestam o serviço ecossistêmico da mesma forma dentro de um gradiente urbano-rural, o que evidencia a importância da manutenção e incentivo ao aumento das áreas verdes nas cidades.

Da mesma forma para a interceptação da chuva, que além de prestar o serviço ecossistêmico da mesma forma dentro do gradiente urbano-rural, constatou-se a maior interceptação da chuva no verão, que é considerada a época com maior volume de chuvas, demonstra a necessidade da cobertura arbórea, visto que a presença da cobertura florestal influencia na redução do escoamento superficial, podendo mitigar problemas causados pelas tempestades no meio urbano, como enchentes.

A partir dos serviços ecossistêmicos estudados pode-se inferir que as áreas verdes urbanas são fundamentais, ainda investimentos para recuperação de fragmentos florestais e na implantação de projetos para inserção de outras áreas verdes são imprescindíveis levando em consideração seus inúmeros benefícios.

REFERÊNCIAS

- ABRAHÃO, C. P.; DUARTE, P. J.; VIEIRA, C. F. M.; CRUZ, T. M.; SOUZA, W. R. Q.; JUNQUEIRA, T. A.; BORGES, C.; MOREIRA, P. H. Variação radial de algumas propriedades físicas da madeira de Casearia Obliqua. In: **Anais Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia da Madeira**, 2017.
- ANDRADE, D.C.; ROMEIRO, A.R. **Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano**. Campinas: IE/UNICAMP, 155 p., 2009.
- ARANTES, C. S. **Colonização de ambientes abertos do cerrado por espécies arbóreas florestais: A ação facilitadora de *Bowdichia virgilioides* Kunth**. MG. 2012. 64p. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia, Instituto de Biologia, 2012.
- ÁVILA, L. F.; MELLO, C. R.; PINTO, L. C.; SILVA, A. M. Partição da Precipitação Pluvial em uma Microbacia Hidrográfica Ocupada por Mata Atlântica na Serra da Mantiqueira, MG. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 3, p. 583-595, 2014.
- AZEVEDO, A.D.; FRANCELINO, M.R.; CAMARA, R.; PEREIRA, M.G.; LELES, P.S.S.. Estoque de Carbono em áreas de restauração florestal da Mata Atlantica. **Floresta**, v.48, n.2, p. 183-194, 2018.
- BAE, J.; RYU, Y. Changes in land use and land cover explain spatial and temporal variations in soil organic carbon stocks in a built urban park. **Landscape and Urban Planning**. v. 136, p. 57-67, 2015.
- BARBOSA, T. C. **Quantificação de biomassa e carbono da parte aérea em uma área de Mata Atlântica, na Serra da Cantareira, São Paulo**. 2015. 100p. Tese (doutorado) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP, 2015.
- BAÚ, A. L.; GOMES, B. M.; QUEIROZ, M. M. F.; OPAZO, M. A. U.; SAMPAIO, S. C. Comportamento espacial da precipitação pluvial mensal provável da mesoregião oeste do estado do Paraná. **Irriga**, v. 11, n. 2, p. 150-168, 2006.
- BIONDI, D. Floresta Urbana: Conceitos e Terminologias. In: Daniela Biondi. (Org.). **Floresta Urbana**. 1ed.Curitiba: Daniela Biondi, v. 1, p. 11-34, 2015.
- BIONDI, D.; ALTHAUS, M. **Árvores de rua de Curitiba: Cultivo e manejo**. Curitiba: FUPEF – Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, 2005.
- BOX, G.E.P.; COX, D.R. An analysis of transformations. New York, 1964. **Journal of the Royal Statistical Society**. Series B (Statistical Methodological), v.26, n.2, p.211-252.
- BRITEZ, R.M., BORGIO, M., TIEPOLO, G., FERRETTI, A., CALMON, M., HIGA, R. **Estoque e incremento de carbono em florestas e povoamentos de espécies arbóreas com ênfase na floresta atlântica do sul do Brasil**. Colombo, Embrapa Florestas, p. 165, 2006.
- CAMARGO, M.; SOARES, I. N.; HOFFMANN, C. A.; CAMARGO, M. A. S.; MASUTTI, G. C.; FRIEDRICH, L. F.; ULIANA, R. S. A sustentabilidade urbana analisada através do estudo de implantação de corredores verdes em dois logradouros da cidade de Cruz Alta/RS. **Revista Gedecon**, v. 1, n. 1, p. 127-135, 2013.

CARVALHO, J. L. N.; AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; MELLO, C. R.; CERRI, C. E. P. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, p.277-289, 2010.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília, DF: EMBRAPA Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, v. 2, 2006.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica, v. 2, 2007.

CARVALHO, P.E.R. **Espécies florestais brasileiras. Recomendações Silviculturais, potencialidades e uso da madeira**. EMBRAPA-CNPQ. Brasília. 640p. 1994.

CHAVE, J. RÉJOU-MÉCHAIN, M.; BÚRQUEZ, A.; CHIDUMAYO, E. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, v.20, n.10, p.3177-3190, 2014.

CORTÊS, L. G. **Características de história de vida de árvores do Cerrado direcionando o futuro e a adaptação aos impactos das mudanças climáticas**. 170f Tese (Programa de Pósgraduação em Ecologia e Evolução) - Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás, 2013.

CUNHA, T. J. F.; MADDARI, B. E.; CANELLAS, L. P.; RIBEIRO, L. P.; BENITES, V. DE M.; SANTOS, G. DE A. Soil Organic Matter and Fertility of Anthropogenic Dark Earths (Terra Preta de Índio) in the Brazilian Amazon Basin. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v, 33, p. 85-93, 2009.

CURTIS, D.; GIBBES, H. C. Influence of leaf and canopy characteristics on rain interception and urban hydrology. **Hydrological Sciences Journal**, v. 62, n. 2, p 182-190, 2017.

DACANAL, C.; LABAKI, L.C.; SILVA, T.M. L. Vamos passear na floresta! O conforto térmico em fragmentos florestais urbanos. **Ambiente Construído**. v.10, n.2, p. 115-143, 2010.

DANIELLI, D. **Densidade da madeira e potencial dendrocronológico de espécies nativas da Floresta Ombrófila Mista**. 115f. Dissertação (Programa de Pós Graduação em Engenharia Florestal) Univerisdade do estado de Santa Catarina, 2017.

DAVIES, Z. G.; DALLIMER, M.; EDMONDSON, J. L.; LEAKE, J. P.; GASTON, K. J. Identification of potential sources of variability between vegetation carbon storage estimates for urban áreas. **Environmental Pollution**. v. 183, p. 133-142, 2013.

DECOCQ G, ANDRIEU E, BRUNET J et al. Ecosystem services from small forest patches in agricultural landscapes. **Current Forestry Reports**, v. 2, p. 30-44, 2016.

DERKZEN, M.L.; VAN TEEFFELLEN, A. J. A.; VERBURG, P.H. Quantifying urban ecosystem services based on high- resolution data of urban green space: an assessment for Rotterdam, the Netherlands. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, p. 1020-1030, 2015.

DE LUIS, M.; GONZALEZ-HIDALGO, J. C.; BRUNETTI, M.; LONGARES, L. A.

Precipitation concentration changes in Spain 1946–2005. **Natural Hazards and Earth System Sciences**, v. 11, p.1259-1265, 2012.

EDMONDSON, J. L.; DAVIES, Z. G.; MCCORMACK, S. A.; GASTON, K. J.; LEAKE, J. R. Effects of soil cover on soil organic carbon stocks in a European city **Sci. Total Environ.**, v. 472, p. 444-453, 2014.

FAO global forest resources assessment. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Rome, 2015.

FEARNSIDE, P.M. Greenhouse gas contributions from deforestation in Brazilian Amazonia. In: LEVINE, J.S. (Ed.) **Global Biomass Burning: Atmospheric Climatic and Biospheric Implications**. Boston: MIT, p.92-105,1991.

FEREZ, A. P. C. **Efeito de práticas silviculturais sobre as taxas iniciais de sequestros de carbono em plantios de restauração da Mata Atlântica**, SP. 2010. 104p. Dissertação (mestrado) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP, 2010.

FERRAZ, A. S. et al. Estimativa do estoque de biomassa em um fragmento florestal usando imagens orbitais. **Floresta e Ambiente**, v. 21, n. 3, p. 286-296, 2014.

FIGUEIREIDO FILHO, A.; DIAS, A. N.; STEPKA, T. F.; SAWCZUK, A. R. Crescimento, mortalidade, ingresso e distribuição diamétrica em Floresta Ombrófila Mista. **Floresta**, v. 40, n. 4, p. 763-776, 2010.

FILI, P. H. **Estudo de um fragmento florestal urbano: A interceptação da precipitação, a diferença de temperatura e a vetorização dos fragmentos florestais urbanos de Medianeira-PR**. 66 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2017.

FIORENTIN, L. D.; CORTE, A. P. D.; SANQUETTA, C. R.; BEHLING, A. Quantificação e modelagem da biomassa e carbono da regeneração natural em área de Floresta Ombrófila Mista. **Revista Brasileira de Biometria**, v. 33, p. 251-267, 2015.

FIORUCCI, L. H.; CARDOSO, D. J.; FIGUEIREDO, D. J. Quantificação de estoque de carbono e biomassa arbórea em Floresta Ombrófila Mista e em área de floresta estacional semidecidual. In: Evento de Iniciação Científica da Embrapa Florestas. Evinc, 2015, Colombo. **Anais do XIV Evento de Iniciação Científica da Embrapa Florestas**. Evinci - Documentos 278. Colombo: Embrapa Florestas, p. 90-91. 2015.

FLEISCHBEIN, K.; WILCKE, W.; GOLLER, R.; BOY, J.; VALAREZO, C.; ZECH, W.; KNOBLIC, K. Rainfall interception in a lower montane forest in Ecuador: effects of canopy properties. **Hydrological Processes**, v. 19, p. 1355-1371, 2005

FRANÇA, M.S. Microclimas e suas relações com o uso do solo no entorno de escolas públicas na cidade de Cuiabá/MT. **Revista Educação Cultura e Sociedade**, v.2, n.2, p.148-161, 2012.

FREITAS, J. P. O.; DIAS, H. C. T.; SILVA, E.; TONELLO, K. C. Net precipitation in a semideciduous forest fragment in the city of Viçosa, MG **Revista Árvore**, v. 40, n. 5, p.793-801, 2016.

GIGLIO, J.N.; KOBAYAMA, M. Interceptação da chuva: uma revisão com ênfase no monitoramento em florestas brasileiras. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 2, p. 297-317, 2013.

GHENO, E.L.; FRANÇA, M.S.; MAITELLI, S.F. Variações microclimáticas na área urbana de Sinop no final da estação chuvosa. **Revista Educação Cultura e sociedade**, v. 2, n. 1, p. 139-153, 2012.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; BARTON, D. N. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning **Ecological Economics**, 86, p. 235-245, 2013.

GONÇALVES, F. N.; BACK, A. Análise da variação espacial e sazonal e de tendências na precipitação da região sul do Brasil. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 41, n.3, 2018.

GRATANI, L.; VARONE, L.; BONITO A. Carbon sequestration of four urban parks in Rome Urban. **Urban Green**, v, 19, p. 184-193, 2016.

GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, p. 393-408, 2002.

GROPPO, J. D.; SALEMI, L. F.; MORAES, J. M.; TREVISAN, R.; SEGHESI, G. B.; MARTINELLI, L. A. Capacidade de retenção de água do dossel vegetativo: comparação entre Mata Atlântica e plantação florestal de eucalipto. **Ciência Florestal**, v. 29, n.1, 2019.

HODGES, M, N.; MCKINNEY, M. Urbanization impacts on land snail community composition. **Urban Ecosystems**, v. 21, n. 4, p. 721–735, 2018.

IVES CD, LENTINI PE, THRELFALL CG, IKIN K, SHANAHAN DF, GARRARD GE, BEKESSY SA, FULLER RA, MUMAW L, RAYNER L, ROWE R, VALENTINE LE, KENDAL D. Cities are hotspots for threatened species. **Global Ecology and Biogeography** v. 25, p. 117-126, 2016.

KHAN, I.A.; KHAN, M. R.; BAIG, M. H. A; HUSSAIN, Z.; HAMEED, N.; KHAN, J.A. Evaluation of forest cover and changes in carbon stock in the subtropical pine forest of Azad Jammu and Kashmir (AJK), Pakistan using multitemporal Landsat satellite data and field inventory. **PLoS ONE**, v. 15, n. 1, 2020.

JANSSON, A. Reaching for a sustainable, resilient urban future using the lens of ecosystem services. **Ecological Economics**, n. 86, p. 285–291, 2013.

JUNIOR, J. A. J. Interceptação da precipitação em um fragmento de floresta estacional semidecídua do sul de Minas Gerais: Estudo observacional. **Periódico da Universidade Vale do Rio Verde**, v. 3, n. 1, 2019

KURZATKOWSKI, D. Potencial do sequestro de carbono nos sistemas agroflorestais: análise dos quatro sistemas implantados no município de Pium - TO. **Revista Carbono Social**, v. 1, n. 4, 2007.

LARONDELLE, N.; HAMSTEAD, Z. A.; KREMER, P.; HAASE, D.; MCPHEARSON, T. A generic land-use classification for urban areas to assess their climate regulating potential applied to an US and a European city. **Applied Geography**, v. 53, p. 427-437, 2014.

LEVIA JR., D.F.; FROST, E.E. A review and evaluation of stemflow literature in the hydrologic and biogeochemical cycles of forested and agricultural ecosystems. **Jornal of Hydrology**, v. 274, p.1-29, 2003.

LIANG J, CROWTHER TW, PICARD N, WISER S, REICH PB, et al. Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests. **Science**, v. 354, 2016.

LITTON, C.; RAICH, J. W.; RYAN, M. G. Carbon allocation in forest ecosystems. **Global Change Biology**, v.13, n.10, p. 2089-2109, 2007.

LIU, J.; ZHANG, Z.; ZHANG, M. Impacts of forest structure on precipitation interception and runoff generation in a semiarid region in northern China. **Hydrological Processes**, v. 32, p. 2362–2376, 2018.

LONDE, P. R.; CEZAR, M. P. A influência das áreas verdes na qualidade de vida urbana. **Hygeia**, v. 10, n. 18, p. 264-272, 2014.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 3.ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2000. v. 1. 351p. LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 1.ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2009. v. 3. 385p.

LUEDERITZ C, BRINK E, GRALLA F, HERMELLINGMEIER V, MEYE M, NIVEN L, PANZER L, PARTELOW S, RAU A, SASAKI R, ABSON DJ, LANG DJ, WAMSLER C, WEHRDEN H. A review of urban ecosystem services: six key challenges for future research. **Ecosystem Service**, p.1498–112, 2015.

MAAS, G. C. B. **Compartimentação do estoque de carbono em floresta Ombrófila Mista**. 172 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, 2015.

MACHADO, A.; MARTINS, A. P. M.; SANQUETTA, C. R.; DALLA CORTE, A. P.; WOJCIECHOWSKI, J.; MACHADO, S. A.; SANTOS, R.; LANDIM, I. A. M. Dinâmica do volume, biomassa e carbono na Mata Atlântica por ferramenta de detecção de mudanças. **Nativa**, v. 7, n. 4, p. 437-444, 2019.

MADRE F, VERGNES A, MACHON N, CLERGEAU P. Green roofs as habitats for wild plant species in urban landscapes: first insights from a large-scale sampling. **Landscape and Urban Planning** v. 122, p.100–107, 2014.

MARCHIORI, N.M. et al. Tree Community Composition and Aboveground Biomass in a Secondary Atlantic Forest, Serra Do Mar State Park, São Paulo, Brazil. **Cerne**, v.22, n.4, p.501-514, 2016.

MARTINS, P. J. **Biomassa vegetal, estoque de carbono e dinâmica em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana**. 86f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual do Centro-Oeste, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, área de concentração em Produção Vegetal, 2011.

MCPHEARSON, T.; Pickett, S. T.A.; GRIMM, N.B.; NIEMELA, J.; ALBERTI, J.; ELMQVIST, T.; WEBER, C.; HAASE, D.; BREUSTE, J.; QURESHI, S. Advancing Urban Ecology toward a Science of Cities. **BioScience**, v. 66, n. 3, 2016.

MCPHEARSON, T.; KREMER, P.; HAMSTEAD, Z. A. Mapping ecosystem services in New York City: Applying a social–ecological approach in urban vacant land. **Ecosystem Services**, v. 5, p.1126, 2013.

MELLO, D. C. **Caracterização da madeira de quatro espécies nativas de ocorrência**

no Planalto Serrano Catarinense. 56f Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, 2018.

MENDIBURU, F. *Agricultolae: Statistical Procedures for Agricultural Research.* R package version 1.3-2.

MIGUELI, C. O. **Diversidade funcional hidráulica em Campo de Altitude e Floresta Nebular do sudeste do Brasil.** 48f - Dissertação (Programa de Pós Graduação em Ecologia) Universidade Estadual de Campinas, 2012.

MIRANDA, B. P.; RODERJAN, C. V.; BOTOSSO, P. C.; SANTOS, T.L.; ANDRADE, V. H. F. ESTIMATIVA DA BIOMASSA AÉREA E CARBONO DE *Ilex microdonta* EM FLORESTA ATLÂNTICA, PARANÁ, BRASIL. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 4, p. 58-63, 2019.

MOURA, A. E. S. S.; CORREA, M. M.; SILVA, E. R.; FERREIRA, R. L. C.; FIGUEIREDO, A. C. F.; POSSAS, J. M. C. Intercepção das Chuvas em um Fragmento de Floresta da Mata Atlântica na Bacia do Prata, Recife, PE. **Revista Árvore**, v.33, n.3, p.461-469, 2009.

MORI AS, LERTZMAN KP, GUSTAFSSON L. Biodiversity and ecosystem services in forest ecosystems: a research agenda for applied forest ecology. **Journal of Applied Ecology** 54:12–27, 2017.

MUHD-EKHZARIZAL, M.; MOHD-HASMADI, E. I.; HAMDAN, O.; MOHAMAD-ROSLAN, M. K.; SHAILA, N. S. Estimation of aboveground biomass in mangrove forests using vegetation indices from SPOT-5 image. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 30, p. 224–233, 2018.

MULLER-DOMBOIS, D.; ELLEMBERG, H. Aims and methods for vegetation ecology. **John Wiley e Sons**, p. 547, 1974.

NEWBOLD T, HUDSON LN, HILL SLL et al. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature** v. 520, p. 45–50, 2015.

NICHETTI, S. P. **Caracterização do paisagismo rodoviário da região de Dois Vizinhos - PR.** Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2017.

NICODEMO, M. L. F.; PRIMAVESI, O. **Por que manter árvores na área urbana?.** São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2009 (Documentos).

NOGUEIRA, E. M. **Densidade de madeira e alometria de árvores em florestas do arco do desmatamento: Implicações para biomassa e emissão de carbono a partir de mudanças de uso da terra na Amazônia brasileira, Manaus, Amazonas.** 2008. 133p. Tese (doutorado) - Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, Programa Integrado em Biologia Tropical e Recursos Naturais Renováveis, AM, 2008.

NOWAK, D. J.; CRANE, D. E. DJ Nowak , DE Crane Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. **Environ. Pollut**, v. 116, p. 381 – 389, 2002.

OLIVEIRA JÚNIOR, J. C.; DIAS, H. C. T. Precipitação efetiva em fragmento secundário da Mata Atlântica. **Revista Árvore**, v. 29, n. 1, p. 9-15, nov. 2005.

OLIVEIRA, L. **Determinação da intercepção da chuva pelo dossel de mata ripária**

no Distrito Federal. 20 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Gestão Ambiental), Universidade de Brasília, Planaltina, 2014.

OLIVEIRA, L. L. **Avaliação da Intercepção da Precipitação pela Vegetação na Floresta Nacional de Caxiuanã, Pará.** 2007. 123 f. Dissertação (Mestrado em Meteorologia) – Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande (PB), 2007.

OLIVEIRA, M.; RIL, F. L.; PERETTI, C.; CAPELLESSO, E. S.; SAUSEN, T. L.; BUDKE. Biomassa e estoques de carbono em diferentes sistemas florestais no sul do Brasil. **Perspectiva.** v. 40, n.149, p. 09-20, 2016.

POTTKER, G. S. **Distribuição Espacial de Espécies da Floresta Ombrófila Mista na FLONA de Irati, Paraná** [dissertação]. Irati: Universidade Estadual do Centro Oeste; 2012.

POUYAT, R. V.; YESILONIS, I. D.; NOWAK, D. J. Carbon storage in urban soils in the United States. **Journal of Environmental Quality,** v. 35, p. 1566 – 1575, 2006.

PRIMACK, R. B., RODRIGUES, E. **Biologia da conservação.** Londrina: Planta, 2001
QUEIRÓS, R. J. S., **Estimativa do índice de área foliar em povoamento de Pinheiro Bravo recorrendo a inventário florestal, detecção remota e Sistemas de Informação Geográfica.** 91f. Dissertação (Mestrado em Gestão ambiental e ordenamento do território). Escola Superior Agrária de Ponte de Lima, 2013.

R Core Team. **R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2019.** Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em: 31 mai, 2020.

RATUCHNE L. C. **Ajuste e seleção de equações alométricas para a estimativa de biomassa, carbono e nutrientes em uma Floresta Ombrófila Mista.** 98f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Estadual do Centro-Oeste do Paraná, Guarapuava, 2010.

RATUCHNE, L.C.; BRUSTOLIM, J. C.; KOEHLER, H. S.; WATZLAWICK, L. F.; SANQUETTA, C. R.; SCHAMNE, P. A. Quantificação de carbono florestal em povoamentos de *Araucaria angustifolia* no sudoeste do estado do Paraná. **Ambiência,** v.11, n.2, p.321-335, 2015.

SALTON, F.G.; MORAIS, H.; CARAMORI, P. H.; BORROZZINO, E. Climatologia dos Episódios de Precipitação em Três Localidades no Estado do Paraná. **Revista Brasileira de Meteorologia,** v. 31, n. 4, p. 626-638, 2016.

SANQUETTA, C. R. Fixação de carbono em florestas com araucária. Disponível em:<<http://www.nossofuturoroubado.com.br/portal/old/0606te%20carbono.htm>>. Acesso em 29 de maio de 2020.

SANTOS, R. T.; VALERIO, A. F.; WATZLAWICK, L. F.; SILVESTRE, R.; KOEHLER, H. S. Determinação da densidade básica da madeira de Grandiuvá D'anta (*Psychotria cf. Sessilis* (vell) Muell. ARG) ao longo do fuste. **Caatinga (Mossoró),** v. 21, p. 49-53, 2008.

SANTOS, R.C. CASTRO, R. V. O.; CARNEIRO, A.C.O.; CASTRO, A.F.N.M.; PIMENTA, A. S.; PINTO, E. M. Estoques de volume, biomassa e carbono na madeira de

- espécies da. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v.36, n.85, p.1-7, 2016.
- SCHALLENBERGER, L. S.; ARAÚJO, A. J.; ARAÚJO, M. N.; DEINER, L. J.; MACHADO, G. O. Avaliação da condição de árvores urbanas nos principais parques e praças do município de Irati-PR. **Revista Da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana, Piracicaba**, v. 5, n. 2, p. 105-123, 2010.
- SCHREYER, J.; TIGGES, J.; LAKES, T.; CHURKINA, G. Using Airborne LiDAR and QuickBird Data to model carbon storage of urban trees and their distribution - a case study from Berlin. **Remote Sensing**, v. 6, n. 11, p. 10636 – 10655, 2014.
- SCHLICKMANN, M. B.; SANDI, B. A.; RECH, L. F.; MUZEKA, L. M.; SONDA, R.; CAMARGO, V. C.; SILVA, A. C.; HIGUCHI, P. Traços funcionais e performance de espécies arbóreas em uma Floresta Ombrófila Mista no Planalto Sul-Catarinense. **Ciencia Florestal**, v. 29, p. 1592-1600, 2019.
- SCHUMACHER, M. V.; BRUN, E. J.; HERNANDES, J. I.; KÖNIG, F. G. Produção de Serapilheira em uma Floresta de Araucaria angustifolia (Bertol.) Kuntze no Município de Pinhal Grande-RS. **Revista Árvore**, v. 28, n. 1, p. 29-37, 2004.
- SILVA, C. J. **Densidade básica e potencial energético de espécies lenhosas do cerrado do estado de Tocantins**. 79f - Tese (Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais) Universidade de Brasília, 2014.
- SILVA, E.J. da. **Loteamento Urbano: doutrina e prática**. 4. ed. São Paulo, 2016.
- SILVA, H. F.; RIBEIRO, S. C.; BOTELHO, S. A.; FARIA, R. A. V. B.; TEIXEIRA, M. B. R.; MELLO, J. M. Estimativa do estoque de carbono por métodos indiretos em área de restauração florestal em Minas Gerais. **Scientia Forestalis (IPEF)**, v. 43, p. 943-953, 2015.
- SILVA, L. C.; ARAUJO, E. J. G.; CURTO, R. A.; NASCIMENTO, A. M.; ATAIDE, D. H. S.; MORAIS, V. A. Estoques de biomassa e carbono em unidade de conservação no bioma Mata Atlântica. **BIOFIX Scientific Journal**, v.3, n.2, p 243-251, 2018.
- SISTEMA DE TECNOLOGIA E MONITORAMENTO AMBIENTAL DO PARANÁ – SIMEPAR. Boletim climatológico. Disponível em: <http://www.simepar.br/prognozweb/simepar/timeline/boletim_climatologico>. Acesso em 23 mai, 2020.
- SOUSA, R. C.; RIZZI, N. E.; RANZINI, M.; ARCOVA, C. S.; CICCIO, V.; SILVA, L. R. Interceptação Pluviométrica Pelo Dossel De Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana No Parque Estadual De Campos Do Jordão, Sp, Brasil. **Revista Floresta**, v. 46, n. 2, p. 243- 250, 2016.
- SOUSA, R.C.; RANZINI, M.; ARCOVA, F.C.S.; CICCIO, V. CÂMARA, C.D. Redistribuição das chuvas em plantio de Araucaria angustifolia (Bertol.) Kuntze (Araucariaceae) no Parque Estadual da Serra do Mar, Cunha - SP. In: SEMINÁRIO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARAÍBA DO SUL: RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS SERVIÇOS AMBIENTAIS E SUSTENTABILIDADE, 2, 2009, Taubaté. **Anais Taubaté: IPABHi**, dez. 2009, p.117-124.
- SOUZA, S. M.; SILVA, A. G.; SANTOS, A. R.; GONÇALVES, W.; MENDONÇA, A. R. Análise dos fragmentos florestais urbanos da cidade de Vitória - ES. **Revista da**

Sociedade Brasileira de Arborização Urbana, v. 8, n. 1, p. 112-124, 2013.

STROHBACH, M. W.; HAASE, D. Above-ground carbon storage by urban trees in Leipzig, Germany: analysis of patterns in a European city **Landsc. Urban Plan.**, v. 104, p. 95-104, 2012.

SUTTON, P. C.; ANDERSON, S. J. Holistic valuation of urban ecosystem services in New York City s Central Park. **Ecosystem Services**, v. 19, p. 87-91, 2016.

THOMAZ, E. L. Avaliação de Interceptação e Precipitação Interna em Capoeira e Floresta Secundária em Guarapuava–PR. **GEOGRAFIA, Revista do Departamento de Geociências** v. 14, n. 1, jan.-jun. 2005. Disponível em < <http://www.uel.br/revistas/geografia/V14N1/Artigo04.pdf> >. Acesso em: 23 mai. 2020.

TÔSTO, S. G. **Sustentabilidade e valoração de serviços ecossistêmicos no espaço rural do município de Araras, SP**. 2010. 217 p. Tese (doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Economia, Campinas, SP, 2010.

TRAUNTENMULLER, J. W. **Quantificação e distribuição do estoque de biomassa acima do solo em floresta estacional decidual**. 92f - Dissertação (Programa de Pós Graduação em Agronomia, Agricultura e Ambiente) - Universidade Federal de Santa Maria, 2015.

TROPPEMAIR, H. **Biogeografia e meio ambiente**. 8. ed. Rio Claro: Divisa, 2008.

VALE, A. T.; BRASIL, M. A. M.; LEAO, A. L. Quantificação energética e caracterização de madeira e casca de espécies do cerrado. **Ciência Florestal**, Santa Maria - RS, v. 12, n.1, p. 71-80, 2002.

VALE, A. T.; SARMENTO, T. R.; ALMEIDA, A. N. D. Caracterização e uso de madeiras de galhos de árvores provenientes da arborização de Brasília-DF. **Ciência Florestal**, v. 15, p. 411-420, 2005.

VAN STAN, J.T.; LEVIA, J. R.; JENKINS, R.B. Loss of interception of the forest canopy on time scales: implications for urban afforestation initiatives. **The professional geographer**, v. 67, n. 1, p. 41-51, 2015.

VITAL, B. R. **Métodos de determinação da densidade da madeira**. SIF/UFV, Universidade Federal de Viçosa. Boletim Técnico, 1. p.1-21, 1984.

XIAO, Q.; MCPHERSON, E. G. Rainfall interception by Santa Monica's municipal urban forest. **Urban Ecosystems**, v. 6, p. 291-302, set. 2003.

XIAO, Q.; MCPHERSON, E. G. Surface water storage capacity of twenty tree species in Davis, California. **Jornal of Environmental Quality**. v.45, p. 188–198, 2016.

ZAPPAROLI, I. D.; SOUZA, A. M.; FILHO, U. A. S.; BRENE, P. R.; CÂMARA, M. R. Análise dos transbordamentos nas emissões de dióxido de carbono: Brasil, Rússia, Índia e China – BRIC. **Revista Econômica do Nordeste**, Fortaleza, v. 49, n. 1, p. 149-164, 2018.

ZHANG, D.; ZHENG, H.; REN, Z.; ZHAI, C.; SHEN, G.; MAO, Z.; WANG, P.; HE, X. Effects of forest type and urbanization on carbon storage of urban forests in Changchun, northeastern China. **Journal of Geographical**, v. 25, p. 147 – 158, 2015.

YU, C.; HIEN, W. N. Thermal benefits of city parks. *Energy and Buildings*, **Lausanne**, v. 38, p. 105-120, 2006.

WANG, C.; YANG, J.; MYINT, SW; WANG, Z.; TONG, B. Empirical modeling and spatiotemporal patterns of urban evapotranspiration for the metropolitan area of Phoenix, Arizona. **Gisci. Remote Sens.** v. 53, p. 778-792, 2016.

WATZLAWICK, L. F.; BALBINOT, R.; SANQUETTA, C. R.; CALDEIRA, M. V. W. Teores de carbono em espécies da Floresta Ombrófila Mista. In: SANQUETTA, C. R.; BALBINOT, R.; ZILLOTTO, M. A. B. **Fixação de carbono: atualidades, projetos e pesquisas**. Curitiba: AM Impressos, p.95-109, 2004.

WATZLAWICK, L.F.; MARTINS, P. J.; RODRIGUES, A. L.; EBLING, A. A.; BALBINOT, R. LUSTOSA, S. B. C. Teores de carbono em espécies da Floresta Ombrófila Mista e efeito do grupo ecológico. **Cerne**, v.20, n.4, p.613-620, 2014.

CAPÍTULO 3: FRAGMENTOS FLORESTAIS ISOLADOS EM ÁREA URBANA MANTÉM A CAPACIDADE REGENERATIVA E RESILIÊNCIA ECOLÓGICA

INTRODUÇÃO

A urbanização é uma das causas mais importantes de transformação ambiental, reduzindo habitats naturais e substituindo-os por superfícies impermeáveis (FERENC et al., 2014). Como uma das principais consequências deste processo destaca-se a perda da biodiversidade e, conseqüentemente, a homogeneização biótica. Além disso, a urbanização promove a alteração dos padrões de distribuição da diversidade natural (FILLOY et al., 2015).

Durante o século passado, a urbanização se acelerou rapidamente, como resultado do qual mais da metade da população global vive atualmente em áreas urbanas (JAWOREK-JAKUBSKA et al., 2020) e devem acomodar 68% da população mundial até 2050 (Nações Unidas, 2018).

Estudos sobre os efeitos da urbanização têm sido relacionados principalmente à riqueza de espécies e à abundância de indivíduos por espécie (SOL et al., 2017; DALE, 2018) e de acordo com a escala do estudo, alguns padrões são observados de forma consistente. Por exemplo, em estudos comparando habitats urbanos e rurais, é comum encontrar uma redução significativa na riqueza de espécies nos habitats urbanos (MCKINNEY, 2002; SHOCHAT et al., 2010).

Isso porque as florestas urbanas e periurbanas estão expostas à pressão da expansão urbana, enquanto, ao mesmo tempo, representam uma importante fonte de saúde e bem-estar para os habitantes urbanos devido aos seus diversos efeitos benéficos (KRAJTER et al., 2018; SABESI et al., 2017).

As florestas urbanas são diferentes das florestas em perímetro rural, tanto ecologicamente, devido a maior fragmentação e incidência de espécies exóticas, quanto ambientalmente principalmente pela ocorrência da ilha de calor urbana (GROFFMAN et al. 2017; SAMUEL et al. 2016; DOROSKI et al. 2017).

Essa configuração espacial das florestas e, em particular, a conectividade de habitat do gradiente urbano-rural desempenham papéis importantes no aumento da estabilidade e resiliência funcional das espécies (FISCHER et al., 2007; ROELAND et al., 2019). Isso ocorre porque a conectividade de fragmentos florestais urbano-rural favorece

as interações tróficas, dispersão de sementes e fornece refúgio para a biodiversidade (TAYLOR et al. 2006; VERGNES et al. 2012; LAPOINT et al. 2015).

Estudos que analisam a diversidade ao longo do gradiente urbano-rural documentaram que mesmo pequenas áreas dentro de uma cidade têm o potencial de conectar populações com o habitat de origem (RUDD et al., 2002; SNEP et al., 2006; DALE, 2018; SHOCHAT et al., 2010). Ainda, estudos comparando diferentes coberturas de terra dentro de uma cidade, mostram que a riqueza de espécies é inversamente correlacionada à área de superfície impermeável (FERNÁNDEZ, 2000; ORTEGA-ÁLVAREZ, MACGREGOR-FORS, 2011; SILVA et al., 2015).

Dessa forma, entender como as mudanças extremas de habitat antrópico podem afetar os padrões de interações ecológicas é imprescindível, mas os estudos experimentais em ecossistemas urbanos são escassos (LEPCZYK et al., 2017) até o momento, e as técnicas e abordagens comuns de capacidade regenerativa não foram rigorosamente testadas ou aplicadas em áreas urbanas (PREGITZER et al., 2019). A capacidade regenerativa está diretamente relacionada com o termo resiliência, ainda que a resiliência não seja uma resposta unitária à perturbação.

A resposta emergente mais geral de resiliência é composta de processos de resistência, recuperação e reorganização. O primeiro estágio, resistência, é a capacidade dos indivíduos ou estruturas de tolerar ou persistir durante a perturbação, permitindo que o sistema retorne ao seu estado anterior à perturbação (FALK, 2017; ROCHA et al., 2018). Vale ressaltar que as áreas naturais são sustentadas principalmente por meio da regeneração natural e conseqüentemente pela dinâmica sucessional (SOGA et al 2014; SALVATI et al 2017) o que justifica a importância de realizar estudos sobre a capacidade regenerativa em áreas urbanas.

A capacidade regenerativa está diretamente relacionada com a conectividade ecológica e depende da composição das espécies (LAPOINT et al. 2015) que se diferenciam de acordo com outros fatores como a dispersão de sementes (FABRICANTE et al., 2016). Assim, torna-se um desafio e ao mesmo tempo necessário o desenvolvimento de estudos em áreas verdes urbanas com o intuito de tornar as estruturas urbanas mais resilientes, sustentáveis e habitáveis (SZULCZEWSKA et al., 2014) visto que as florestas urbanas desempenham um papel fundamental na melhoria da qualidade ambiental das cidades e moradores urbanos (ROY et al. 2012; SHWARTZ et al. 2014).

HIPÓTESE

Apesar das distinções da diversidade florística, a área verde urbana possui capacidade regenerativa e resiliência para o estabelecimento e desenvolvimento de espécies florestais.

OBJETIVO GERAL

O objetivo geral do estudo consistiu em verificar a capacidade regenerativa e resiliência de uma área verde urbana ao longo de um gradiente urbano-rural.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Abaixo estão apresentados os objetivos específicos do estudo, que consistem em:

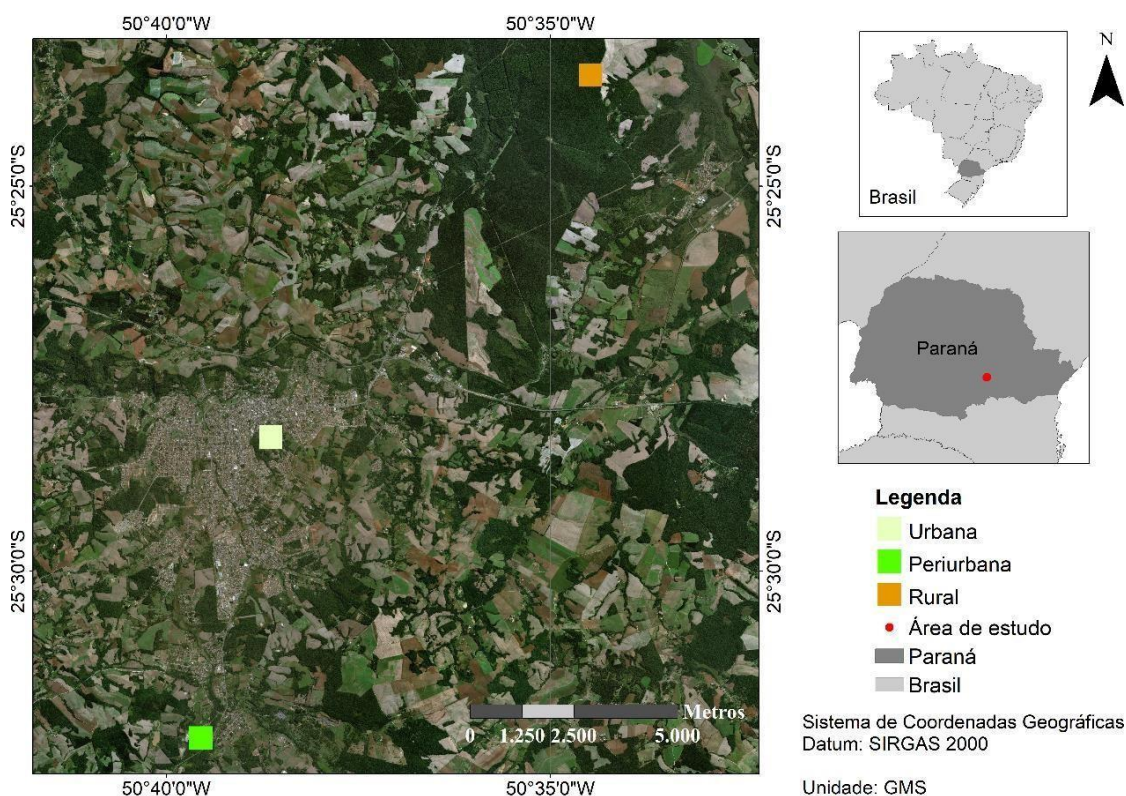
- Verificar as distinções na composição florística do estrato arbóreo adulto e regenerante no gradiente urbano-rural;
- Avaliar a composição do banco de sementes, da chuva de sementes e a serapilheira como forma de resiliência das diferentes áreas;
- Determinar a capacidade regenerativa dos fragmentos florestais a partir de diferentes variáveis.

METODOLOGIA

Área de estudo

O estudo foi realizado em duas áreas situadas no perímetro urbano do município de Irati, correspondendo a área urbana e periurbana, e uma área na zonal rural (Figura 1) do município de Fernandez Pinheiro, dentro da Floresta Nacional de Irati. Estas áreas de estudo estão situadas há cerca de 150 km da capital Curitiba, na região centro-sul do Estado do Paraná, dentro do ecossistema da Floresta Ombrófila Mista (FOM).

Figura 1. Localização das áreas de estudo, com destaque para a localização dos fragmentos florestais urbano (Área Urbana – Branco), periurbano (Área Periurbana – Verde) e rural (Área Rural – Laranja).



A área urbana está situada no centro da cidade de Irati e possui cerca de 1,0 ha de dimensão, sendo que seu entorno possui ruas asfaltadas, construções e outra pequena parte conta com área sem edificação e cobertura vegetal arbórea. A área periurbana, que consiste na transição urbano-rural, está situada nas dependências da Universidade Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO) na cidade de Irati. Possui aproximadamente 32,0 ha de área total, sendo que a área estudada de 1,0 ha possui borda imediata e tem em seu entorno calçadas, construção dos blocos da Universidade e o restante cobertura vegetal arbórea.

A área rural que está localizada na FLONA de Irati, conta com uma área total de 3.495 ha sendo uma Unidade de Conservação de Uso Sustentável em estágio avançado de sucessão (MAZZA, 2006). Nessa área foram instaladas 25 parcelas permanentes para estudos da Universidade Estadual do Centro-Oeste, as quais estão subdivididas em blocos de 1,0 hectare.

Para esse estudo foram utilizados os dados das árvores adultas do bloco 17, por possuir borda imediata a propriedade rural, em condição similar às outras áreas de estudo

(urbana e periurbana). As informações utilizadas para esse estudo, em relação a essa área, são provenientes de um experimento multidisciplinar em 25 hectares contínuos de Floresta Ombrófila Mista (FIGUEIREDO FILHO et al., 2010), assim, para seguir o mesmo padrão nas outras áreas foram mensurados todos os indivíduos com DAP \geq 10 cm (STEPKA et al., 2012).

Levantamento florístico dos indivíduos arbóreos adultos e regenerantes

Para caracterizar a composição florística das espécies arbóreas adultas foram mensurados o DAP com fita métrica e estimativa da altura total com Clinometro Digital EC2 de todas as árvores com DAP \geq 10 cm. Considerando a área urbana como limitante para a delimitação das outras áreas, pelo fato de possuir uma área total com pouco mais de 1,0 ha, as três áreas de estudo foram demarcadas em um total de 1,0 ha cada.

Assim, a uniformização do tamanho das áreas permitiu fazer a correspondência para posteriores análises, sendo cada um desses locais divididos em 50 parcelas de 10 x 20 m para realização do levantamento florístico. De todas as espécies foram feitas coletas de material biológico para confecção de exsicatas, a fim de identificar e armazenar as espécies no herbário do Departamento de Engenharia Florestal.

No interior das unidades amostrais do estrato adulto foram instaladas cinco subunidades amostrais com dimensões de 20m² (1,0 x 20 m), ou seja, uma faixa de 100m² para cada área de estudo. Dentro de cada faixa foram feitas as coletas de dados para verificar a capacidade regenerativa de cada local, A capacidade regenerativa está diretamente relacionada com a capacidade dos indivíduos ou estruturas de tolerar ou persistir durante a perturbação, permitindo que o sistema retorne ao seu estado anterior à perturbação (FALK, 2017; ROCHA et al., 2018).

Para isso, foi realizando o levantamento dos indivíduos arbóreos regenerantes contou com tamanho diferenciado de acordo com três classes de tamanho da planta, segundo metodologia Volpato (1994) em que: Classe 1: plantas de 20 cm a 1 m de altura, amostradas em parcelas de 1,0 x 5,0 m; Classe 2: plantas maiores do que 1 m e até 3 m de altura, amostradas em parcelas de 1 x 10 m; Classe 3: plantas acima de 3 m de altura e menores do que 5,0 cm de DAP, amostradas em parcelas de 1,0 x 20 m.

Após identificação das espécies regenerantes foram feitas as seguintes avaliações: estratégia de dispersão das espécies proposta por Van der Pijl (1982) e grupo ecológico das espécies, sendo eles: pioneiro, secundário inicial, secundário tardio e clímax, consultados

em literatura dos indivíduos adultos e regenerantes presentes nas parcelas avaliadas nas parcelas concomitantemente.

Avaliação da chuva de sementes

Para que fosse possível o entendimento da dinâmica da regeneração, dos mecanismos utilizados pela floresta que viabilizam o ingresso de novos indivíduos na comunidade florestal (AVILA et al., 2013) foi avaliada a chuva de sementes. Para isso, em cada parcela de 1,0 x 20,0 m, do estrato regenerante, foram feitas coletas mensais durante o período de um ano de abril de 2019 até março de 2020.

Foram confeccionadas e instaladas cinco esteiras em cada área de estudo com uma distância de 20 m entre elas. A estrutura das esteiras foi confeccionada com bambu revestidos de tule (Figura 2) com dimensões de 1,0 x 1,0 m, a uma altura de 1,0 do nível do solo (CAPELLESSO et al., 2015).

Figura 2. Esteira de bambu e tule, com 1,0 m² de área, confeccionada para coleta da chuva de sementes, instalada a 1,0 m do solo.



As sementes coletadas passaram pelo processo de quantificação, registro fotográfico, identificação quando possível, e alocação em bandejas de polipropileno, contendo substrato comercial. As bandejas foram acondicionadas em casa de vegetação do Viveiro Florestal da UNICENTRO campus de Irati, em condições de temperatura controlada e irrigação por nebulização intermitente.

A partir do registro fotográfico, as sementes foram classificadas de acordo com

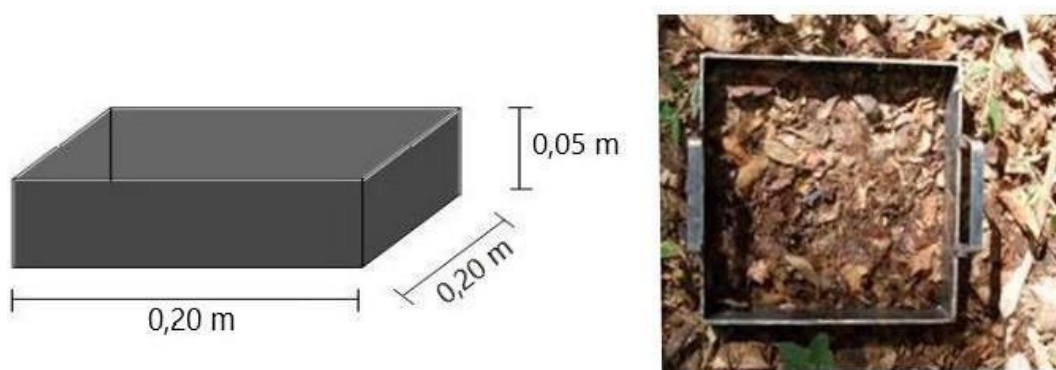
suas características como tamanho, coloração e textura, as mesmas quantificadas para assim ser possível saber, mesmo que visualmente, os tipos e a quantidade de semente que estavam entrando nas diferentes áreas de estudo.

Avaliação do banco de sementes

Para destacar o processo de resiliência das áreas de estudo, foi realizada a avaliação do banco de sementes (CAPELLESSO et al., 2018). Para isso, foram coletadas 10 amostras de solo para cada área, ou seja, duas coletas para cada parcela do estrato regenerante. Foram feitas duas coletas por parcelas, para que fosse possível colocá-las na casa de vegetação em bandejas com sombrite, para que espécies tolerantes ou não a sombra germinassem de igual forma, caso houvesse essa diferenciação no banco de sementes.

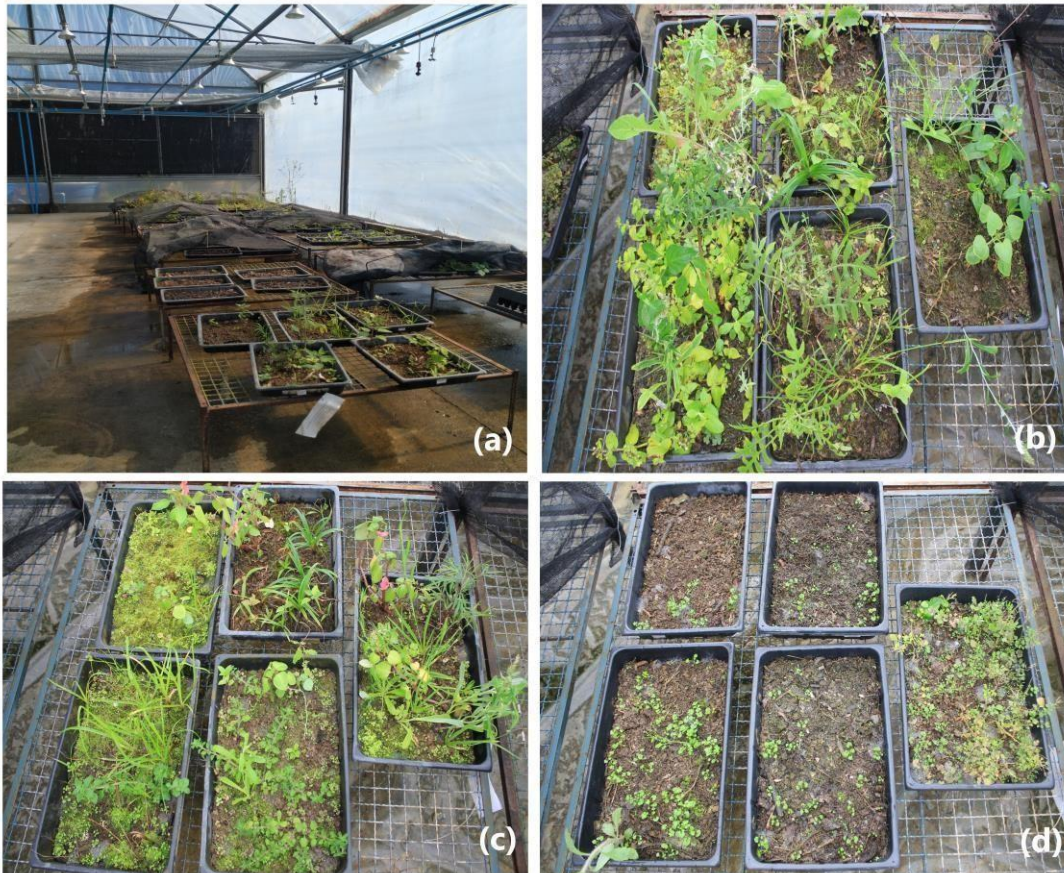
Cada amostra de solo foi retirada a cerca de 5,0 cm de profundidade incluindo a serapilheira (CAPELLESSO et al., 2015), por meio de um gabarito de metal de 0,20 x 0,20 m x 0,05 m (Figura 3) que auxiliou na retirada e na padronização da delimitação das amostras, sendo o material retirado com o auxílio de uma pá de corte.

Figura 3. Ilustração do gabarito metálico utilizado para realizar a coleta do solo com suas respectivas dimensões e fotografia vista de cima.



As coletadas foram realizadas no meio de cada estação do ano, a uma distância mínima de 20 m entre os pontos de coleta. As amostras de solo foram acondicionadas em bandejas plásticas, com dimensões de 0,33 x 0,24 m (Figura 4), em casa de vegetação do Viveiro Florestal da UNICENTRO campus de Irati (em condições de temperatura controlada e irrigação por nebulização intermitente), para que fosse possível o acompanhamento do processo de germinação.

Figura 4. Fotografias das bandejas das três áreas de estudo, sendo (a) Disposição das bandejas com coleta de solo para germinação do banco de sementes em casa de vegetação (b) Disposição das sementes com germinação do banco de sementes no outono para a área periurbana (c) Disposição das sementes com germinação do banco de sementes no outono para a área urbana (d) Disposição das sementes com germinação do banco de sementes no outono para a área rural.



Todas as coletas foram acondicionadas na casa de vegetação por um período de seis meses com acompanhamento e análise das plantas emergidas com suas respectivas quantidades. A vegetação foi classificada de acordo com a família pertencente e quando possível, de acordo com a espécie.

Além disso, foram feitas fotografias da vista de cima das bandejas a fim de verificar a quantidade de solo e vegetação para as diferentes áreas estudadas. Essas fotografias foram analisadas a partir do percentual de cobertura de vegetação e solo por meio do *Software Multispec* indicando também o índice Kappa, que é uma medida que visa estabelecer uma relação de quanto a classificação está de acordo com os dados de referência (FIGUEIREDO, 2007) em que para todas as fotografias foi acima de 80, o que é considerado excelente.

Caracterização da serapilheira acumulada

A avaliação da serapilheira é importante porque a deposição e decomposição influenciam na disponibilidade de nutrientes para a comunidade vegetal, impedindo ou facilitando a germinação de sementes e a emergência de plantas (SANTOS; VÁLIO, 2002). Por conta disso, avaliou-se a espessura da serapilheira com auxílio de uma trena metálica (CALLEGARO et al., 2018), nas 50 parcelas de cada área de estudo.

A coleta ocorreu no inverno e no verão, para verificar se havia distinção de acordo com a estação desfavorável. Além da espessura, foram feitas coletas de amostras de cada parcela com auxílio de um gabarito de metal de 0,20 x 0,20 m x 0,05m, sendo a serapilheira retirada com o auxílio de uma pá de corte.

Todo o material contido no interior do gabarito, até o nível do solo, foi recolhido (HINKEL, 2002) e colocado individualmente em sacos de papel, devidamente identificados com o número da parcela correspondente.

A serapilheira coletada passou por pesagem para determinação do peso úmido de cada amostra. Em seguida, passaram por processo de secagem em estufa em circulação forçada de ar, a 65°C até atingir peso constante, com posterior pesagem em balança de precisão para determinação da massa seca (GARLET et al., 2019).

Análise estatística

A partir dos dados do levantamento florístico adulto e regenerante das três áreas, foram elaboradas curvas de acumulação com a utilização do aplicativo *Web FitoCom 1.5* (HIGUCHI, 2018) essas curvas servem como medida de diversidade, a fim de comparar a riqueza esperada com a registrada (BUDDLE, 2001). A partir da classificação do grupo ecológico e da síndrome de dispersão das espécies adultas e regenerantes, foram elaborados gráficos de distribuição dos dados na linguagem de programação estatística R (R Development Core Team, 2019), por meio da interface R Studio versão 4.0.0. com intuito de verificar qual a tendência de espécies fazendo a composição dos locais de estudo.

Para a análise da serapilheira foi realizado um delineamento inteiramente casualizado (DBC) em esquema bifatorial (3 x 4) sendo os fatores (a) três áreas de estudo e (b) quatro estações do ano. Foi feita a constatação da homocedasticidade dos resíduos, via teste de Bartlett. Em havendo diferenças significativas, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro.

Para o banco de sementes foi feita uma análise para cada estação do ano

considerando a análise um delineamento inteiramente casualizado (DBC) em esquema bifatorial (3 x 2) sendo o fator (a) as três áreas de estudo e o fator (b) as bandejas com e sem sombrite. Foi considerada também o número de indivíduos, família e o percentual de vegetação e solo para as análises. Foi realizada a constatação da homocedasticidade dos resíduos, via teste de Bartlett. Em havendo diferenças significativas, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro.

Para a chuva de sementes foram feitas representações gráficas para diferenciar os tipos de sementes identificadas visualmente e a quantidade por m², para isso foram agrupados os meses de acordo com as estações do ano, para facilitar e melhorar a visualização dos resultados.

A partir das informações sobre o grupo ecológico, síndrome de dispersão, diversidade, espessura da serapilheira e número de espécies encontradas nas parcelas simultâneas dos indivíduos arbóreos adultos e regenerantes, foram feitas classificações a fim de categorizar os dados. Após feita as classificações foi realizada a análise de correspondência canônica múltipla (MCA), que permite investigar o padrão de relações de várias variáveis categóricas dependentes.

Ou seja, refere-se a inclusão de variáveis categóricas, apropriadas para dados nominais ou dados qualitativos em frequências de dados possibilitando a visualização gráfica das relações importantes de um grande conjunto de variáveis entre si (ABDI; VALENTIN, 2007; AYELE; ZEWOTIR; MWAMBI, 2014). Para isso, foi utilizado o pacote *factoextra* R, na linguagem de programação estatística R (R Development Core Team, 2019), por meio da interface R Studio versão 4.0.0.

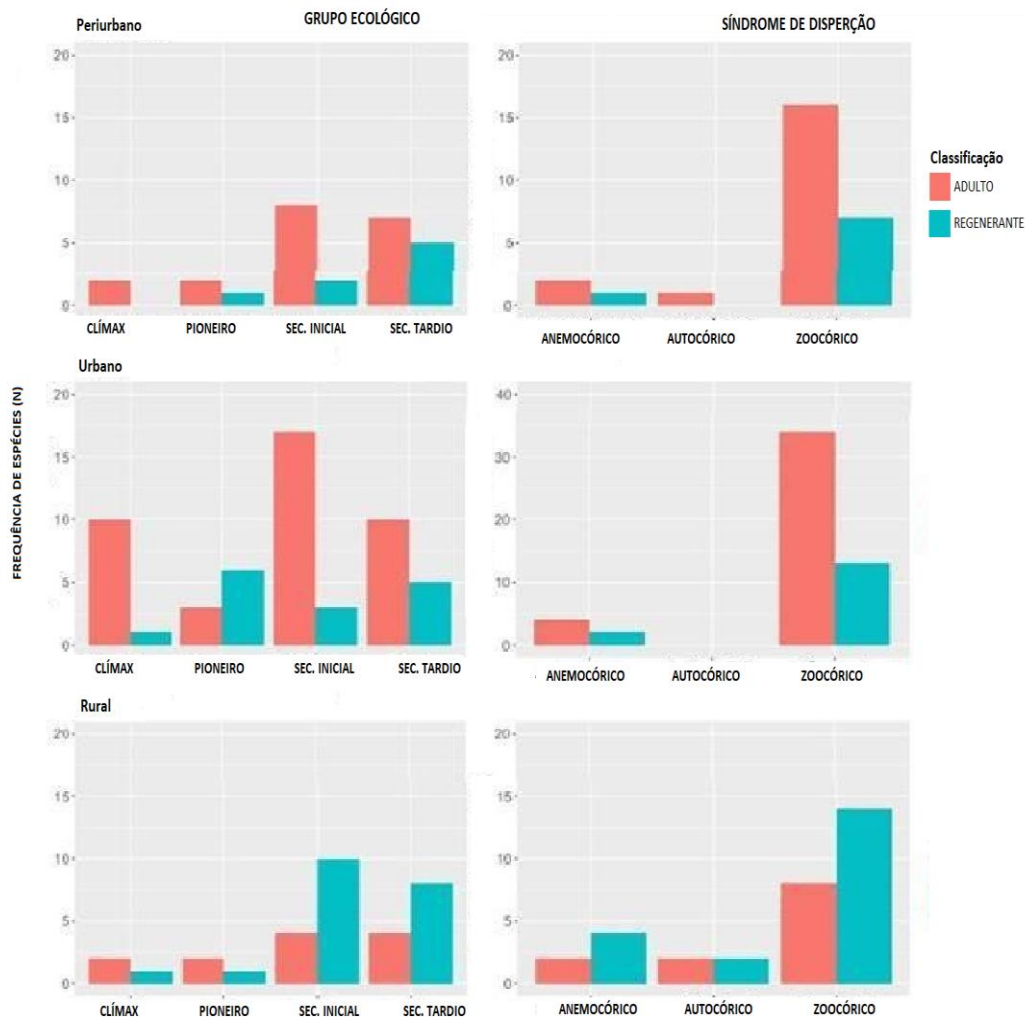
RESULTADOS E DISCUSSÃO

Análise dos grupos ecológicos e síndromes de dispersão das espécies arbóreas adultas e regenerantes

Pode-se observar que para as espécies do componente arbóreo adulto nas três áreas houve predominância do grupo ecológico secundário inicial (Figura 5). Quando há elevada porcentagem desse grupo em uma área, a mesma pode ser justificada por algum tipo de fragmentação, distúrbio ou perturbação ocorrida anteriormente (SILVA et al., 2010; DURÃES et al., 2014). Ainda deve-se considerar que as espécies secundárias iniciais têm como característica a ocorrência em ambientes com condições de sombreamento médio, o

que geralmente é encontrado em bordas das florestas (SOUZA et al., 2016) e pode justificar a elevada incidência das mesmas, visto que as três áreas apresentam borda imediata.

Figura 5. Distribuição da frequência de espécies em função do Grupo Ecológico e Síndrome de dispersão, para o estrato adulto e regenerante nas três áreas de estudo.



O estrato regenerante não apresentou mesma tendência do estrato adulto para as três áreas. Pode-se verificar que a área periurbana teve maior presença de espécies secundárias tardias, a área rural espécies pioneiras e a área urbana secundárias iniciais. Entretanto, na área rural percebe-se maior presença de espécies entre os grupos ecológicos. Esse resultado é importante considerando que a regeneração é um indicador da restauração do ambiente florestal (BRANCALION et al., 2015; PREGITZER et al., 2019) e a entrada de espécies diferentes consiste em um ambiente futuro com elevada diversidade. Além disso, a diferença do grupo ecológico predominante na regeneração

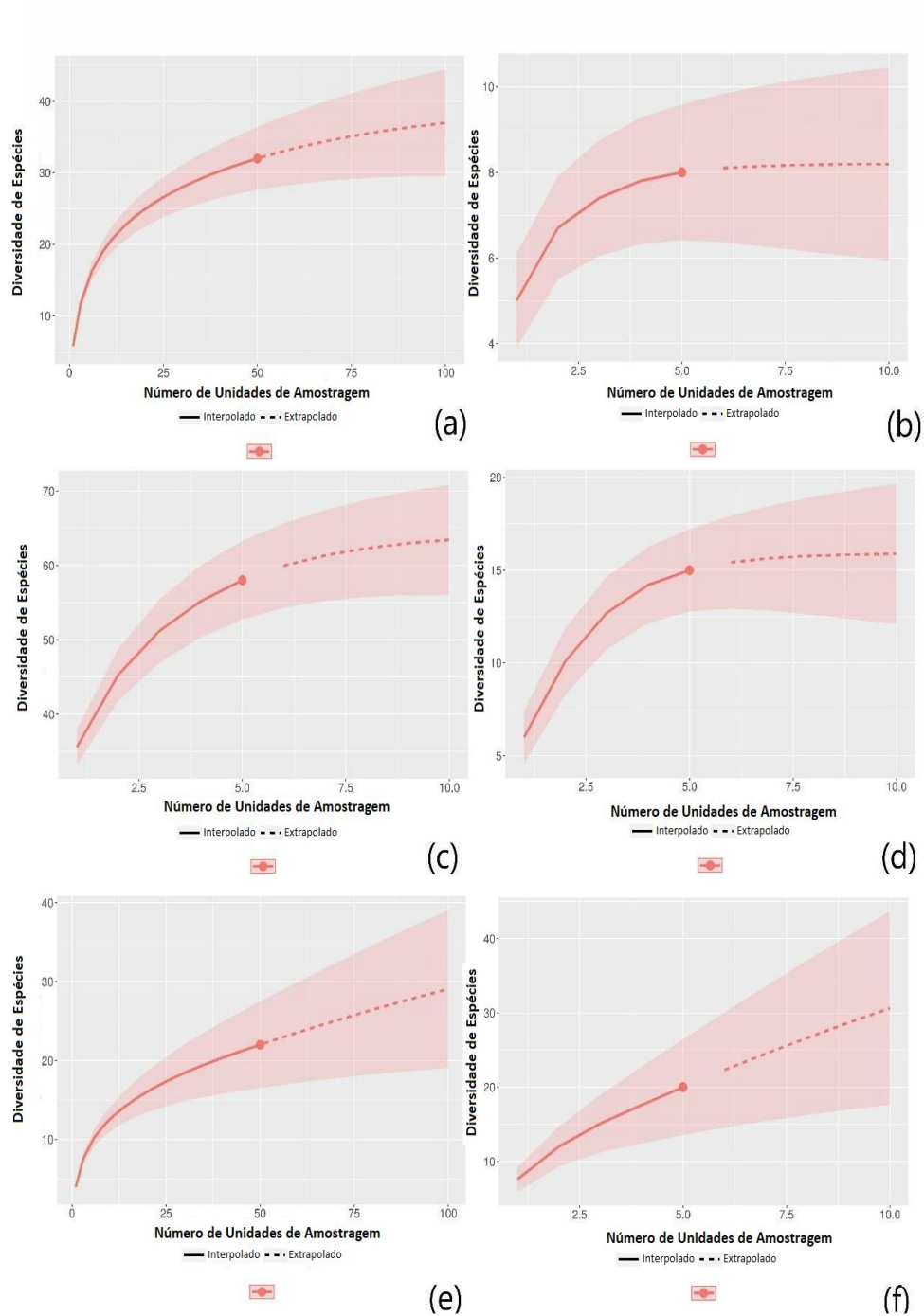
pode ser justificada visto que as três áreas se encontram em condições ambientais diferentes.

A elevada presença de espécies zoocóricas, tanto para as espécies do componente arbóreo adulto, quanto na regeneração, é um fator importante no que se refere à manutenção da fauna dispersora de propágulos, indicando que as áreas de estudo podem ser utilizadas como importante oferta de recursos e abrigo para a fauna (MARTINS; RODRIGUES, 2002; FRANCO et al., 2012). Além disso, esse resultado é benéfico para a área urbana, visto que a urbanização é uma das causas mais importantes de transformação ambiental, reduzindo habitats naturais e substituindo-os por superfícies impermeáveis (MCKINNEY, 2008; FERENC et al., 2014). Dessa forma, a elevada incidência de espécies zoocóricas muito provavelmente contribuirá com a resiliência desse ambiente

Análise das curvas de acumulação da composição florística

A partir da visualização gráfica das Curvas de Rarefação pode-se inferir que para as áreas periurbana e rural (Figuras 6A, 6B, 6C E 6D), tanto para as espécies adultas quanto regenerantes, houve uma tendência maior de estabilização da diversidade quando comparado à área urbana (6E e 6F).

Figura 6. Curvas de rarefação para diversidade de espécies sendo (a) indivíduos arbóreos adultos para a área periurbana, (b) indivíduos arbóreos regenerantes para a área periurbana (c) indivíduos arbóreos adultos para a área rural (d) indivíduos arbóreos regenerantes para a área rural (e) indivíduos arbóreos adultos para a área urbana (f) indivíduos arbóreos regenerantes para a área urbana.



As curvas de Rarefação de espécies, de forma geral, demonstraram que a amostragem foi suficiente para a caracterização florística das comunidades, pois, de

acordo com Kersten e Galvão (2011), atinge-se suficiência amostral quando o acréscimo de 10% em área permite um acréscimo máximo de 5% de novas espécies amostradas. Assim para todas as curvas houve uma tendência à estabilização da curva de rarefação, mesmo sem atingir ainda uma assíntota. Dessa forma, verifica-se que o número de amostragens realizadas em cada área foi suficiente para representar a riqueza em cada ambiente.

Análise do banco de sementes e da chuva de sementes

A partir da Tabela 1, pode-se verificar a análise de variância para a cobertura de vegetação do banco de sementes no inverno, outono, verão e primavera. Os testes de normalidade dos resíduos (Shapiro-Wilk) indicaram que os resíduos podem ser considerados normais a 5% de significância. Pode-se observar que os valores foram significativos quando analisados para áreas de estudo nas quatro estações do ano.

Tabela 1. Resumo da Análise de Variância para a cobertura de vegetação do banco de sementes no inverno, outono, verão e primavera. Em que; GL: graus de liberdade; QM: quadrado médio.

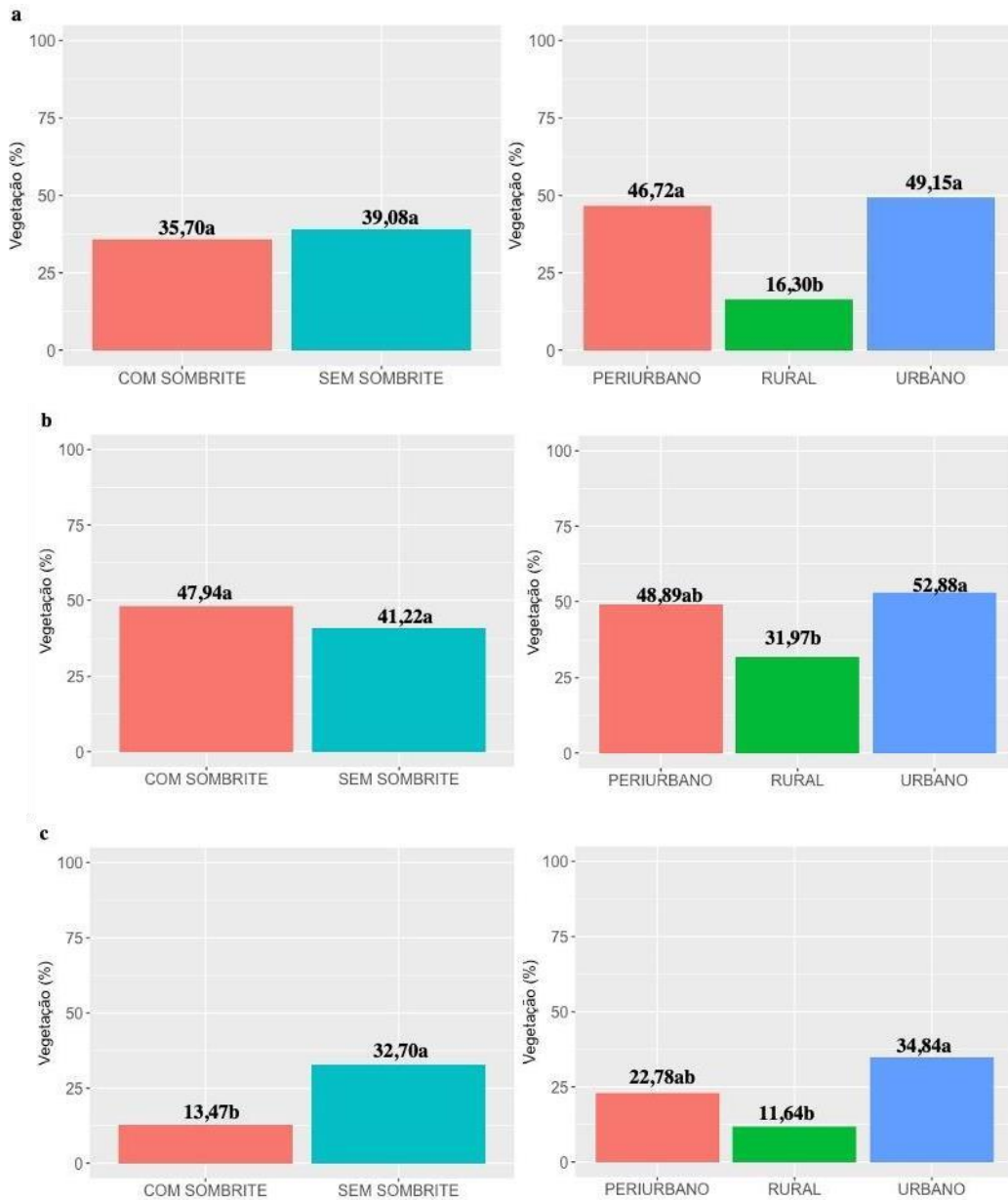
FV	GL	QM	p-valor
INVERNO			
Fator área	2	1232,3	0,0433*
Fator sombrite	1	340,03	0,325
Fator área * Fator sombrite	2	424,58	0,302
OUTONO			
Fator área	2	3350,7	0,00008*
Fator sombrite	1	85,7	0,535
Fator área * Fator sombrite	2	180,6	0,446
PRIMAVERA			
Fator área	2	3108,09	0,00002*
Fator sombrite	1	5,29	0,859
Fator área * Fator sombrite	2	711,22	0,2716
VERÃO			
Fator área	2	1346,31	0,0019*
Fator sombrite	1	2772,49	0,00041*
Fator área * Fator sombrite	2	109	0,708

*: significativo a 5% de probabilidade de erro

Verificou-se a partir da Figura 7 que não houve diferença significativa no inverno para o potencial de cobertura do banco de sementes, ou seja, para o inverno as três áreas de estudo têm o mesmo potencial de germinação tanto para espécies tolerantes à sombra quanto as não tolerantes. Esse resultado pode ser justificado visto que houve visualmente

grande incidência de espécies herbáceas, as quais costumam se desenvolver bem no inverno enriquecendo o banco de sementes (POREMBSKI, 2007; LIMA et al., 2014).

Figura 7. Resultados do Teste de média de Tukey para cobertura de solo e vegetação considerando os fatores com sombrite/sem sombrite e as áreas de estudo sendo (a) para o inverno, (b) para o inverno (c) no verão e (d) na primavera



Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, ao nível de 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Constatou-se que para o outono e primavera não houve diferença significativa entre o potencial de cobertura para espécies com e sem sombrite. Já quando comparamos as áreas diferentes áreas de estudo verifica-se maior cobertura para as áreas urbanas e periurbanas, que possuem maiores médias e diferenciam-se da área rural. Esse resultado de diferença entre as áreas urbana e periurbana da área rural, pode estar relacionado com o fato de que há uma relação entre a luminosidade e as condições proporcionadas pelo ambiente sombreado no favorecimento do estabelecimento das espécies principalmente das herbáceas pioneiras (SFAIR et al., 2015; BERTOLINI et al., 2020), pois as mesmas necessitam de maior intensidade de luz para seu desenvolvimento. Ou seja, a área rural que é uma área preservada, possui indivíduos arbóreos com maiores dimensões e, conseqüentemente, apresenta um maior sombreamento para o sobosque (FIGUEIREDO et al., 2014; DEWALT et al., 2015) o que dificulta o desenvolvimento das espécies do banco de sementes.

Esse é um resultado importante a ser analisado, pois quanto maior a disponibilidade de espaço e luminosidade, que são fatores que favorecem o desenvolvimento das espécies herbáceas, as quais possuem características de baixo metabolismo e sementes pequenas, que formaram o banco de sementes em grande parte (MIRANDA NETO et al., 2014; BERTOLINI et al., 2020). Também pode estar relacionado com o efeito de borda, visto que, a derrubada de florestas pode influenciar de maneira intensa os ecossistemas com maior exposição ao sol e vento (DIDHAM; EWERS, 2014).

Para o verão houve diferenças significativas, sendo que o solo predominou para as três áreas de estudo tanto com sombrite quanto sem, ou seja, foram poucas espécies de vegetação emergidas. Levando em consideração que o inverno é a estação favorável para o desenvolvimento das espécies herbáceas (POREMBSKI, 2007; LIMA et al., 2014), as quais predominaram o banco de sementes do estudo, pode-se justificar a baixa incidência de vegetação no verão, visto que nessa estação há um aumento da temperatura e menor umidade do solo, influenciando diretamente na germinação.

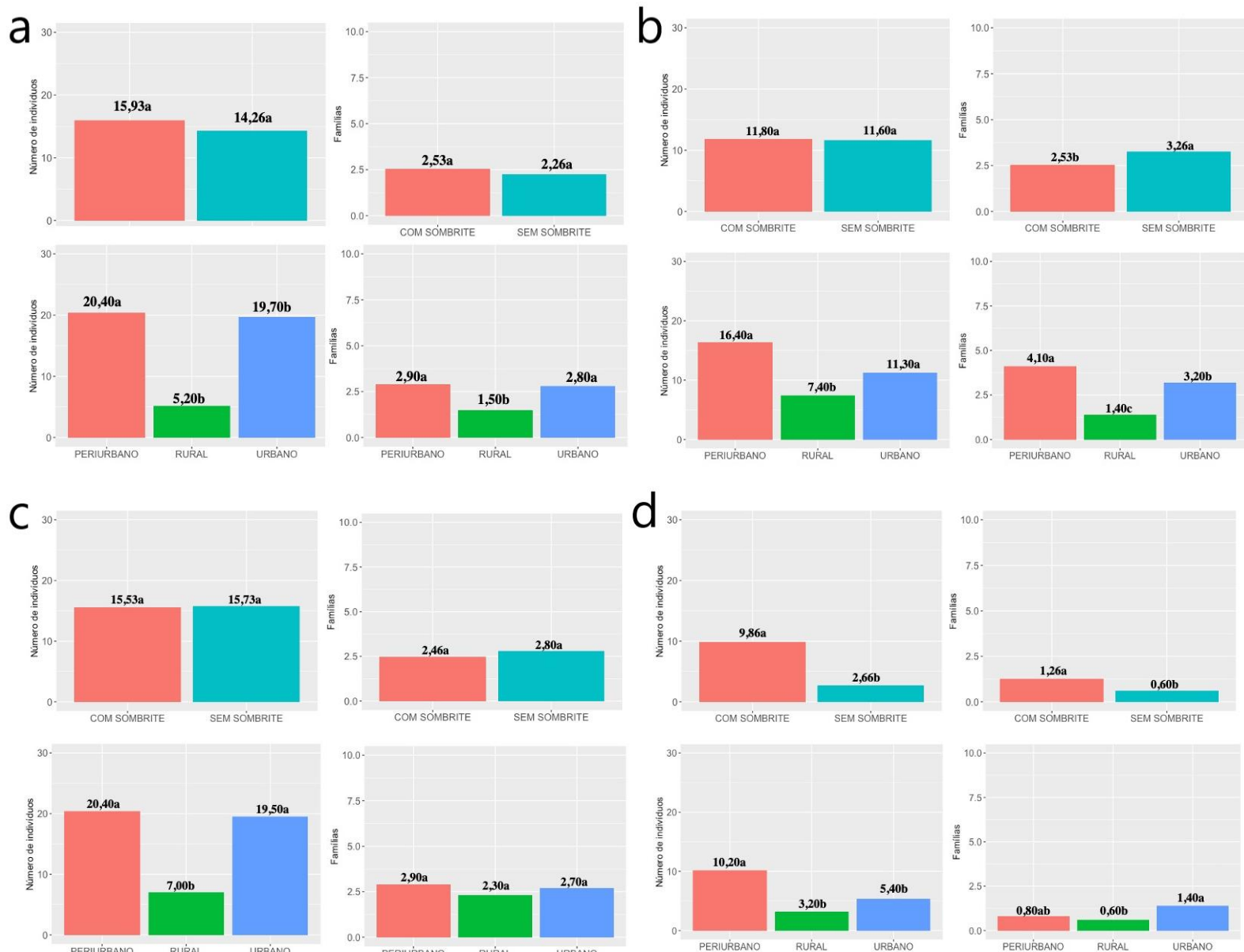
Tabela 2. Resumo da Análise de Variância para a diversidade do banco de sementes representada pelas famílias e o número de indivíduos dos mesmos no inverno, outono, verão e primavera. Em que; GL: graus de liberdade; QM: quadrado médio.

DIVERSIDADE				Nº DE INDIVÍDUOS			
INVERNO	GL	QM	p-valor	INVERNO	GL	QM	p-valor
Fator área	2	6,1	0,0072*	Fator área	2	736,3	0,0014*
Fator sombrite	1	0,533	0,4723	Fator sombrite	1	20,833	0,6237
Fator área *				Fator área *			
Fator sombrite	2	2,333	0,129	Fator sombrite	2	133,433	0,2263
OUTONO	GL	QM	p-valor	OUTONO	GL	QM	p-valor
Fator área	2	18,9	0	Fator área	2	203,7	0,0123*
Fator sombrite	1	4,033	0,0101*	Fator sombrite	1	0,3	0,9302
Fator área *				Fator área *			
Fator sombrite	2	1,233	0,1134*	Fator sombrite	2	27,3	0,5007
PRIMAVERA	GL	QM	p-valor	PRIMAVERA	GL	QM	p-valor
Fator área	2	0,933	0,2824	Fator área	2	561,033	0,0041*
Fator sombrite	1	0,833	0,2861	Fator sombrite	1	0,3	0,9519
Fator área *				Fator área *			
Fator sombrite	2	1,733	0,1053	Fator sombrite	2	154,3	0,1695
VERÃO	GL	QM	p-valor	VERÃO	GL	QM	p-valor
Fator área	2	1,733	0,0393*	Fator área	2	128,133	0,0036*
Fator sombrite	1	3,333	0,0133*	Fator sombrite	1	388,8	0,0001*
Fator área *				Fator área *			
Fator sombrite	2	0,933	0,1573	Fator sombrite	2	145,6	0,002*

*: significativo a 5% de probabilidade de erro

Os Resultados do Teste de média de Tukey para a diversidade do banco de sementes considerando as famílias e número de indivíduos a partir dos fatores com sombrite/sem sombrite e diferenças entre áreas de estudo nas diferentes estações do ano estão apresentadas na Figura 8 para as quatro estações do ano.

Figura 8. Resultados do Teste de média de Tukey para a diversidade (família) e número de indivíduos considerando os fatores com sombrite/sem sombrite e as áreas de estudo sendo (a) inverno (b) outono (c) primavera e (d) verão.



Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, ao nível de 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

A partir da Figura 8 pode-se verificar que no inverno não houve diferença significativa para o número de indivíduos e diferentes famílias encontradas nas bandejas com e sem sombrite. Já para as diferentes áreas de estudo podemos observar que a área rural apresentou médias inferiores e diferentes das áreas urbana e periurbana.

Para o outono não houve diferença significativa para o número de indivíduos e que há diferença entre as famílias encontradas nas bandejas com e sem sombrite. Em

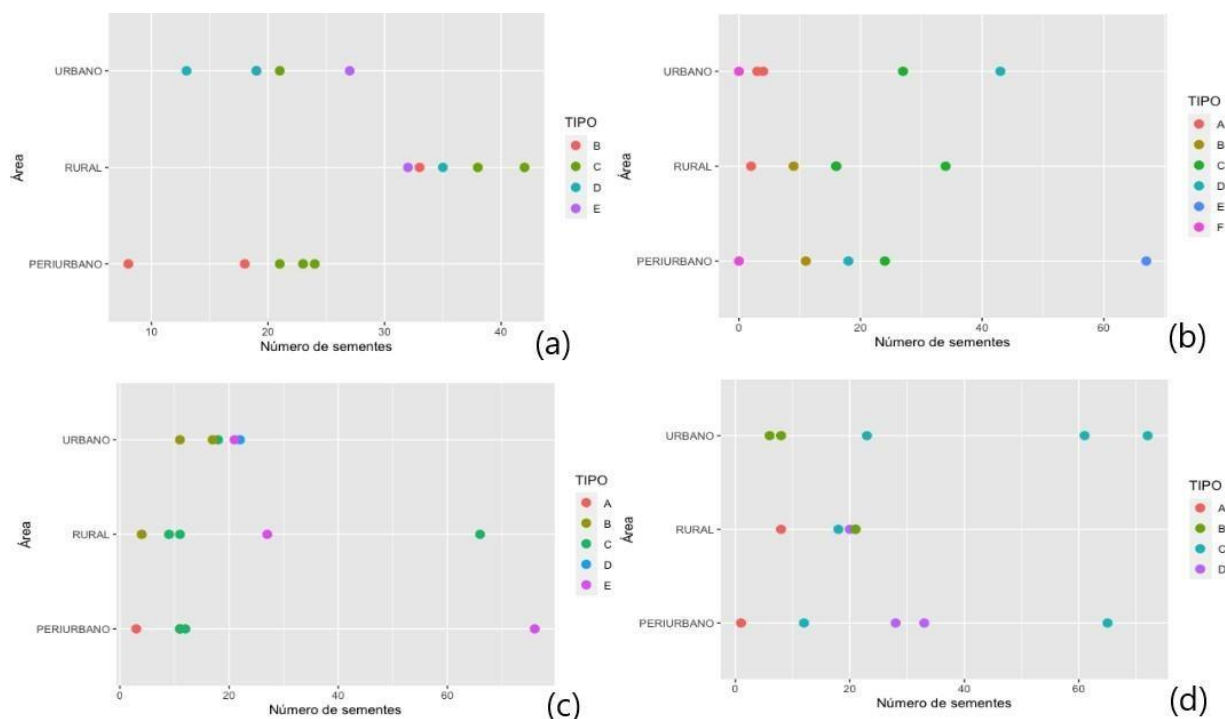
relação diferentes áreas de estudo, podemos observar que a área rural apresentou médias inferiores e diferentes das áreas urbana e periurbana tanto para o número de indivíduos quanto para a família. Na primavera não houve diferença significativa para o número de indivíduos e diferentes famílias encontradas nas bandejas com e sem sombrite. Já para as diferentes áreas de estudo podemos observar que a área rural apresentou média inferior e diferentes das áreas urbana e periurbana para o número de indivíduos e não se diferenciou quanto as famílias encontradas. Para o verão pode-se observar que há diferenças significativas para o número de indivíduos e famílias nas bandejas com e sem sombrite, sendo que as médias superiores foram encontradas nas bandejas com sombrite. Já para as diferentes áreas de estudos pode-se verificar que houve diferenças entre o número de indivíduos e famílias encontradas.

De forma geral, para o banco de sementes, verificou-se que não houve diferenças significativas para as bandejas com ou sem sombrite, esse resultado pode ser justificado pela elevada incidência de espécies herbáceas que resultou em bandejas homogêneas com mesmas exigências quanto a tolerância ou não a sombra. O fato de haver elevada incidência de espécies herbáceas pode ser justificado pelo fato de haver certa proximidade com áreas agrícolas, que atuam como fonte de propágulos pois muitas das espécies herbáceas são dispersadas pelo vento (DURIGON et al., 2014; BERTOLINI et al., 2020).

Ainda, a área rural apresentou resultados inferiores que as outras duas áreas estudadas, esse resultado pode ser justificado por se tratar de uma área conservada, com árvores bem desenvolvidas apresentando um maior sombreamento para o sobosque (FIGUEIREDO et al., 2014; BERTOLINI et al., 2020) o que dificulta o desenvolvimento das espécies do banco de sementes que teve em sua grande parte espécies herbáceas, as quais precisam de maior disponibilidade de luz. Esse resultado pode estar relacionado com o efeito de borda, visto que, os efeitos de borda e os efeitos de área são os mais importantes fatores que geram mudanças em comunidades fragmentadas (VOLTOLINI; WLUDARSKL, 2009).

Verificou-se a partir da Figura 9 que os meses com maior número de sementes foram encontrados entre abril a junho, já as maiores quantidades de tipo de sementes entre os meses de julho a setembro.

Figura 9. Distribuição das quantidades de sementes por área de estudo sendo as mesmas distribuídas por tipos de sementes identificadas visualmente sendo (a) meses de abril a junho (b) julho a setembro (c) outubro a dezembro (d) janeiro a março.



As sementes encontradas referem-se sementes pequenas, conforme classificação visual, que têm facilidade de penetrar na serrapilheira e formar o banco de sementes no solo (CHAGAS, 2012; TAUKE, 2018), o que pode explicar a elevada incidência de espécies herbáceas no banco de sementes visto que as mesmas são classificadas como espécies de início de sucessão, são as primeiras espécies a surgirem com a abertura do dossel e formação de clareiras.

Análise da serapilheira acumulada

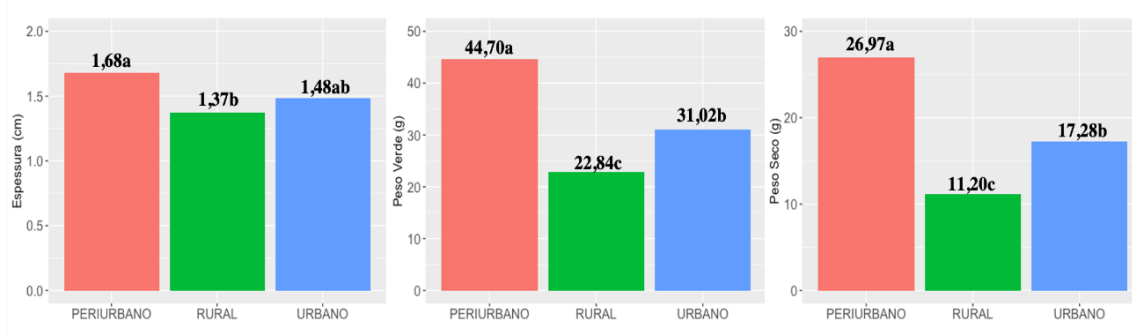
A partir da Tabela 3, pode-se verificar a análise de variância para a serapilheira para a espessura, peso verde e peso seco. A caracterização da serapilheira em função da espessura, peso verde e peso seco pode ser observada a partir da Figura 10, em que houve diferença significativa quando comparando as três áreas de estudo.

Tabela 3. Resumo da Análise de da serapilheira acumulada em função das áreas de estudo e estações: inverno e verão. Em que; GL: graus de liberdade; QM: quadrado médio.

ESPESSURA	GL	QM	p-valor
Fator área	2	0,752	0,0006*
Fator estação	1	0,065	0,416
Fator área * Fator estação	2	0,065	0,516
PESO VERDE	GL	QM	p-valor
Fator área	2	103,07	0,0015*
Fator estação	1	0,243	0,757
Fator área * Fator estação	2	0,243	0,908
PESO SECO	GL	QM	p-valor
Fator área	2	83,215	0,0023*
Fator estação	1	1,238	0,358
Fator área * Fator estação	2	1,084	0,476

*: significativo a 5% de probabilidade de erro

Figura 10. Resultados do Teste de média de Tukey da partir da análise bifatorial considerando a espessura, o peso verde e peso seco da serapilheira para as três áreas de estudo.



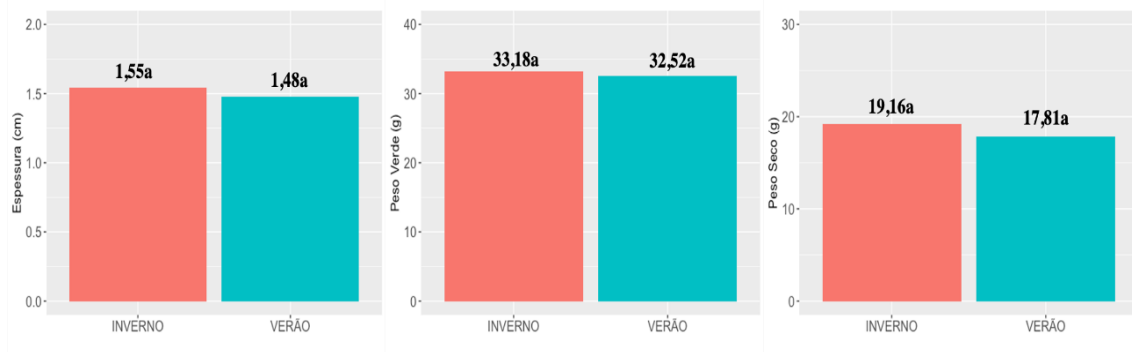
Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, ao nível de 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Verifica-se que para a área perirubana as três variáveis apresentaram maiores médias, diferenciando estatisticamente das demais para o peso seco e peso verde, sendo semelhante na espessura com a área urbana. As diferenças das variáveis entre as áreas de estudo podem ser justificadas pelo fato de que diversos fatores influenciam as frações

constituintes da serapilheira, como o sub-bosque, a proporção de copa, os distúrbios naturais ou artificiais e a fisiologia das espécies (GODINHO et al. 2014; BRADFORD et al., 2016). Além disso, os maiores valores de serapilheira sendo da área periurbana, pode estar relacionado com menores perturbações antropogênicas no seu entorno, o que é um aspecto comum na influência da quantidade de serapilheira (VIDAL et al., 2007, PAUDEL et al., 2015).

Observa-se a partir da Figura 11 que não houve diferenças significativas para as variáveis estudadas nas três áreas tanto para o inverno quanto para o verão.

Figura 11. Resultados Teste de média de Tukey a partir da análise bifatorial considerando a espessura, o peso verde e peso seco da serapilheira para a estação do inverno e verão.



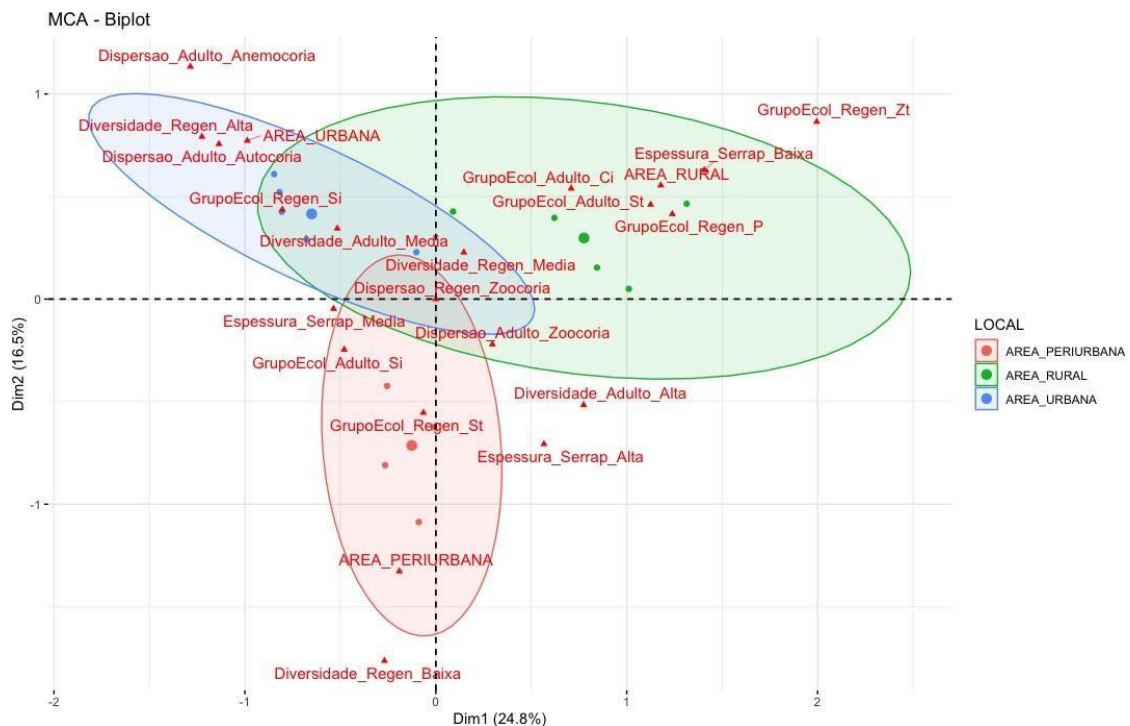
Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, ao nível de 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

As variáveis não apresentarem diferenças significativas para a serapilheira tanto no inverno, quanto no verão, pode ser justificado pelo fato de que estamos estudando Floresta Ombrófila Mista, ou seja, não acontece um maior acúmulo de folhas no solo na estação desfavorável como em florestas decíduas que possuem em sua composição espécies caducifólias influenciando diretamente na deposição de serapilheira no solo (FERNANDES et al., 2006; ALONSO et al., 2015).

Capacidade regenerativa dos fragmentos florestais a partir de diferentes variáveis.

A análise por correspondência canônica múltipla (Figura 12) permitiu identificar três classes distintas em relação a capacidade regenerativa, ou seja, houve o agrupamento de três classes em função das variáveis analisadas, sendo elas: área urbana, periurbana e rural.

Figura 12. Representação gráfica da análise por correspondência canônica múltipla quanto à capacidade regenerativa das três áreas de estudo a partir das variáveis: Grupo ecológico (CI – clímax, ST – secundária tardia; SI – secundária inicial), Síndrome de dispersão (Anemocoria, Zoocoria), Diversidade (Alta, média e baixa), Espessura da serapilheira (Alta, média e baixa) nas parcelas simultâneas dos indivíduos arbóreos adultos e regenerantes.



Pode-se observar que a área rural apresentou uma alta diversidade de espécies adultas, sendo essas representadas pelo grupo ecológico clímax e secundário tardio em sua maioria, com a espessura da serapilheira baixa e regeneração com diversidade média. Esse resultado pode estar relacionado com o fato de que áreas com maior cobertura florestal apresentam um predomínio de espécies climáticas e secundárias tardias e consequentemente menores quantidades de regeneração natural (SCHAADT; VIBRANS, 2015; PEREIRA et al., 2016).

A área periurbana conta com diversidade média a alta para as espécies adultas representadas pelo grupo ecológico secundário inicial, espessura da serapilheira média para alta e regeneração com diversidade baixa para média. Já área urbana apresentou uma média diversidade de espécies adultas representadas pelo grupo ecológico secundário inicial, espessura da serapilheira média e regeneração com diversidade média para alta. A regeneração maior em áreas mais fragmentadas pode ser justificado pela abertura do dossel, que favorece uma maior incidência de luz solar nos estratos inferiores da floresta,

e a luz, por sua vez, influencia as condições de temperatura e de umidade no nível do solo (ARONSON et al., 2014; OROFINO et al., 2017).

A maior quantidade de serapilheira em ambientes fragmentados é importante pela ação da mesma como uma camada protetora de distúrbios no solo, a qual mantém a umidade, e atenuando os riscos de erosão e incêndios (PAUDEL et al., 2015; VILLA et al., 2016), além disso, o aporte de serapilheira e dos nutrientes decorrentes de sua decomposição apresenta-se como aspecto importante para a capacidade produtiva, e consequentemente no potencial de recuperação das florestas (DICKOW et al., 2012; MARAFIGA, 2012).

Em relação a síndrome de dispersão dos indivíduos regenerantes para as três áreas, houve predomínio de espécies zoocóricas, assim como as adultas para a área rural e periurbana. A área urbana, se diferenciou para os indivíduos adultos apresentando espécies em sua maioria com síndrome de dispersão autocórica. Esse resultado pode ser justificado pelo fato de que a zoocoria é a síndrome mais frequente em florestas com dosses fechados e ambientes úmidos, é comum nesses locais os animais realizarem maior parte da dispersão (MOREIRA; QUEIROZ; PIGOZZO, 2009; MARANGON et al, 2010).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A composição florística do estrato arbóreo adulto e regenerante das diferentes áreas estudadas mostrou que há diferentes composições entre as áreas a partir do grupo ecológico estudado, esse resultado pode ser justificado visto que as áreas encontram-se em condições ambientais diferentes. Já para a síndrome de dispersão houve predomínio da zoocoria, o que é um fator importante podendo indicar que as áreas de estudo estão sendo utilizadas como importante oferta de recursos e abrigo para a fauna.

A área rural, por se tratar de uma unidade de conservação, apresentou resultados inferiores para a capacidade regenerativa que as outras duas áreas estudadas. Pode-se inferir que esse resultado está relacionado com o fato de que essa área, por se tratar de um ambiente conservado, possui árvores com maior volume de copa apresentando um maior sombreamento para o subosque, ao contrário das áreas urbana e periurbana, que por se tratar de ambientes mais abertos, possuem uma menor disponibilidade de luz influenciando o desenvolvimento da regeneração.

REFERÊNCIAS

- ABDI, H.; VALENTIN, D. Multiple correspondence analysis. **Encyclopedia of measurement and statistics**, p. 651 – 657, 2007.
- ALONSO, J. M.; LELES, P. S. S.; FERREIRA, L. N.; OLIVEIRA, N. S. A. Aporte de serapilheira em plantio de recomposição florestal em diferentes espaçamentos. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 1, p. 1-11, 2015.
- ARONSON MF, LA SORTE FA, NILON CH, KATTI M, GODDARD MA, LEPCZYK CA. Uma análise global dos impactos da urbanização na diversidade de pássaros e plantas revela os principais fatores antropogênicos. **Proceedings of the Royal Society**, v. 281, 2014.
- AVILA, A. L. et al. Mecanismos de regeneração natural em remanescente de Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil. **Cerne**, v. 19, n. 4, p. 621-628, 2013.
- AYELE, D.; ZEWOTIR, T.; MWAMBI, H. Multiple correspondence analysis as a tool for analysis of large health surveys in African settings. **African Health Sciences**, v. 14, n. 4, 2014.
- BERTOLINI, C. I.; WATZLAWICK, L. F.; SENS, T. M. Z.; VANTROPA, A. P.; SCHRAN, J. A.; POTT, C. A.; LUSTOSA, S. B. C.; BRADFORD, M. A.; BERG, B.; MAYNARD, D. S.; WIEDER, W. R.; WOOD, S. A..Understanding the dominant controls on litter decomposition. **Journal of Ecology**, Nottingham, v.104, n.1, p.229-238, 2016.
- BUDDLE, C. Spiders (Araneae) associated with downed woody material in a deciduous forest in Central Alberta, Canada. **Agricultural and Forest Entomology**, v. 3, p. 241-251, 2001.
- CALEGARI, L., MARTINS, S.V., CAMPOS, L.C., SILVA, E. & GLERIANI,J.M. Avaliação do banco de sementes do solo para fins de restauração florestal em Carandaí, MG. **Revista Árvore**,v. 37. n. 5, p. 871-880, 2013.
- CAPELLESSO, E. S.; SANTOLIN, S. F.; ZANIN, E.M.. Banco e chuva de sementes em área de transição florestal no Sul do Brasil. **Revista Árvore**, n. 39, v. 5, p. 821-828, 2015.
- CHAGAS, E. C. O. **O Gênero *Miconia* Ruiz & Pav. (Melastomataceae) na Floresta Atlântica do Nordeste Oriental**. 2012. 115 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2012
- DALE S. Urban bird community composition influenced by size of urban green spaces, presence of native forest, and urbanization. **Urban Ecosyst**. 2018; 21: 1–14.
- DEWALT SJ, SCHNITZER SA, ALVES LF, BONGERS F, BURNHAM RJ, CAI Z, CARSON WP, CHAVE J, CHUYONG GB, COSTA FRC, EWANGO CEN, GALLAGHER RV, GERWING JJ, AMEZCUA EG, HART T, IBARRA-MANRÍQUEZ G, ICKES K, KENFACK D, LETCHER SG, MACÍA MJ, MAKANA JR, MALIZIA A, MARTÍNEZ-RAMOS M, MASCARO J, MUTHUMPERUMAL C, MUTHURAMKUMAR S, NOGUEIRA A, PARREN MPE, PARTHASARATHY N, PÉREZ-SALICRUP DR, PUTZ FE, ROMERO-SALTOS HG, REDDY MS, SAINGE MN, THOMAS D & MELIS JV. Biogeographical patterns of liana abundance and diversity. *In*: Schnitzer SA, Bongers F, Burnham RJ & Putz FE (eds.) **The ecology of**

lianas, Wiley-Blackwell, p.. 131-146, 2015.

DICKOW K. M. C.; MARQUES, R.; PINTO, C. B.; HÖFER, H. Produção de serapilheira em diferentes fases sucessionais de uma floresta subtropical secundária, em Antonina, PR. **Revista Cerne**, v. 18, n. 1, p. 75-86, 2012.

DOROSKIDA, FELSONAJ, BRADFORDMA, ASHTONMP, OLDFIELDEE, HALLETTRA, KUEBBINGSE. Factors driving natural regeneration beneath a planted urban forest. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 29, p. 238–247, 2017.

DUBOIS, J.; CHEPTOU, P. O. Effects of fragmentation on plant adaptation to urban environments. **The Royal Society**, v. 372, n. 1712, 2017.

DURÃES, M. C. O., SALES, N. L. P., NETO, S. D. & FIGUEIREDO, M. A. P. (2014). **Levantamento florístico do estrato arbóreo de três fragmentos de floresta ciliar como subsídio à recomposição da vegetação do rio cedro, Montes Claros –MG.** *Ciência Florestal*, 24(1), 47-58.

DURIGON, J.; FERREIRA, P.P.A.; SEGER, G.D.S.; MIOTTO, S.T.S. **Trepadeiras na Região Sul do Brasil. In Diversidade e conservação de trepadeiras: contribuição para a restauração de ecossistemas brasileiros.** (B.L.P. Villagra, M.M.R.F. Melo, S.R. Melo & L.M. Barbosa, eds.). São Paulo: Instituto de Botânica, São Paulo. 224 p. 2014.

FALK, D. A. Restoration Ecology, Resilience, and the Axes of Change. *Ann. Missouri Bot. Garden*, n.102, p. 201–217, 2017.

FERENC M, SEDLÁČEK O, FUCHS R, DINETTI M, FRAISSINET M, STORCH D. Are cities different? Patterns of species richness and beta diversity of urban bird communities and regional species assemblages in Europe. **Global Ecol. Biogeogr.** v. 23. p. 479 - 489, 2014.

FERENC M, SEDLÁČEK O, FUCHS R, DINETTI M, FRAISSINET M, STORCH D. As cidades são diferentes? Padrões de riqueza de espécies e diversidade beta de comunidades urbanas de pássaros e assembléias regionais de espécies na Europa. **Global Ecol. Biogeogr.** v. 23, p. 479–489, 2014.

FERNANDES, M. M.; PEREIRA, M. G.; MAGALHÃES, L. M. S.; CRUZ, A. R.; GIÁCOMO, R. G. Aporte e decomposição de serapilheira em áreas de floresta secundária, plantio de sabiá (*Mimosa cesalpiniaefolia*Benth.) e andiroba (*Carapa guianensis* Aubl.) na FLONA Mário Xavier, RJ. **Ciência Florestal**, v.16, n.2, p. 163-175, 2006.

FERNÁNDEZ - JURICIC E. Avifauna Uso de ruas arborizadas em uma paisagem urbana. **Conserv. Biol.** v. 14, p. 513–521, 2000.

FIGUEIREDO, G.C. **Exatidão posicional e temática de imagens orbitais.** Dissertação de Mestrado, Programa de Pósgraduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, p. 1-87, 2007.

FIGUEIREDO, P. H. A.; MIRANDA, C. C.; ARAUJO F. M.; VALCARCEL, R. Germinação ex-situ do banco de sementes do solo de capoeira em restauração florestal espontânea a partir do manejo do sombreamento. **Scientia Forestalis**, v. 42, n. 101, p.

69-80, 2014.

FIGUEIREIDO FILHO, A.; DIAS, A. N.; STEPKA, T. F.; SAWCZUK, A. R. Crescimento, mortalidade, ingresso e distribuição diamétrica em Floresta Ombrófila Mista. **Floresta**, v. 40, n. 4, p. 763 - 776, 2010.

FILLOY J, GROSSO S, BELLOCQ MI. Urbanization altered latitudinal patterns of bird diversity-environment relationships in the southern Neotropics. **Urban Ecosyst.** v.18, p. 777–791, 2015.

FISCHER J, LINDENMAYER DB. Modificação da paisagem e fragmentação do habitat: uma síntese. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, p. 265-280, 2007.

FRANCO, B. K. S. *et al.* Densidade e composição florística do banco de sementes de um trecho de floresta estacional semidecidual no campus da Universidade Federal de Viçosa. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 36, p. 423-432, 2012

GODINHO, T. D. O.; CALDEIRA, M. V. W.; ROCHA, J. H. T.; CALIMAN, J. P.; TRAZZI, P. A.. Quantificação de biomassa e nutrientes na serapilheira acumulada em trecho de Floresta Estacional Semidecidual Submontana, ES. **Cerne**, v.20, n.1, p.11-20, 2014.

GROFFMAN, P. M.; CADENASSO, M. L.; CAVENDER-BARES, J.; CHILDERS, D. L.; GRIMM, N. B.; GROVE, J. M.; HOBBIE, S. E.; HUTYRA, L. R.; JENERETTE, G. D.; MCPHEARSON, T. PATAKI, D. E.; PICKETT, S. T. A.; POUYAT, R. V.; ROSI-MARSHALL, E.; RUDELLE, B. L. Moving Towards a New Urban Systems Science. **Ecosystems**, v. 20, n. 1, p. 38-43, 2017.

HIGUCHI, P. **FitoCom**. Aplicativo Web para Análises Fitossociológicas, 2018.

JAWOREK-JAKUBSKA, J. ; FILIPIAK, M. ; MICHALSKI, A. ; NAPIERAŁA-FILIPIAK, A. Mudanças Spatio-Temporais das Florestas Urbanas e Evolução do Planejamento em uma Área Urbana Altamente Dinâmica: O Estudo de Caso de Wrocław, Polônia. **Forests**, v. 11, n. 17, 2020.

KERSTEN, R. A.; GALVÃO, F. **Suficiência amostral em inventários florísticos e fitossociológicos**. In: FELFILI, J. M. et al. (Org.). *Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos*. Viçosa, MG: Editora UFV, 2011. p. 156-173.

KRAJTER OSTOJIC, S. ; SALBITANO, F. ; BORELLI, S. ; VERLIČ, A. Pesquisa em florestas urbanas no Mediterrâneo: uma revisão sistemática. **Verde Urbano**, v. 31, p. 185–196, 2018.

LIMA, S.F.; TIMOSSI, P.C.; ALMEIDA, D.P.; DA SILVA, U.R. Fitossociologia de plantas daninhas em convivência com plantas de cobertura. **Revista Caatinga**, v.27, n.2, p.37-47, 2014.

MARAFIGA, J. S.; VIEIRA, M.; SZYMCZAK, D. A.; SCUMACHER, M. V.; TRÜBY, P. Deposição de nutrientes em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no Rio Grande do Sul. **Revista Ceres**, v. 59, n.6, p. 765-771, 2012

MARANGON, G. P.; CRUZ, A. F.; BARBOSA, W. B.; LOUREIRO, G. H.; HOLANDA, A. C. Dispersão de sementes de uma comunidade arbórea em um remanescente de Mata Atlântica, Município de Bonito, PE. **Revista Verde**, v. 5, n. 5, p. 80-87, 2010.

- MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 163, n. 1, 2002.
- MCKINNEY M. L. Efeitos da urbanização na riqueza de espécies: uma revisão de plantas e animais. **Ecosistema Urbano**, n. 11. p. 161–176, 2008.
- MOREIRA, A. L. C.; QUEIROZ, E. P.; PIGOZZO, C. Síndromes de dispersão de frutos e sementes do fragmento urbano (19° BC) de Mata Atlântica, Cabula, Salvador, Bahia. **Candombá - Revista Virtual**, v. 5, n.1, p. 13-25, 2009.
- OROFINO, G. G.; ROQUE, T. V.; KRUEL, V. S. F.; PERONI, N.; HANAZAKI, N. Local knowledge about dugout canoes reveals connections between forests and fisheries. **Environment, Development and Sustainability**, p. 1-21, 2017.
- ORTEGA-ÁLVAREZ R, MACGREGOR-FORS I. Dusting-off the file: Uma revisão do conhecimento sobre ornitologia urbana na América Latina. **Plano urbano paisagístico**. v.101, p. 1–10, 2011.
- PAUDEL, E., DOSSA, G.G., XU, J., HARRISON, R.D. 2015. Litterfall and nutrient return along a disturbance gradient in a tropical montane forest. **Forest Ecology and Management**, 353: 97-106, 2015.
- PEREIRA-PEIXOTO MH, PUFAL G, STAAB M, FEITOSA MARTINS C, KLEIN A. Diversity and specificity of host-natural enemy interactions in an urban-rural interface. **Ecological Entomology**, v. 41, p. 241–252, 2016.
- POREMBSKI S. Tropical inselbergs: habitat types, adaptive strategies and diversity patterns. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, p. 579-586, 2007.
- R Development Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing; 2019.
- ROCHA, J. C., PETERSON, G., BODIN, Ö., AND LEVIN, S. Cascading regime shifts within and across scales. **Journal of Management Science**, n. 362, p. 1379–1383, 2018.
- SALVATI L, RANALLI F, CARLUCCI M, IPPOLITO A, FERRARA A E CORONA P. Floresta e a cidade: uma análise multivariada dos padrões de cobertura da floresta periurbana em 283 áreas metropolitanas europeias. **Ecology and Conservation**, v.73 p. 369-77, 2017.
- SAMUEL CZ, JASONS, ADITYAS, CHRISTOPHER JK, PHILIPAT, STEVEN PLII. Urban heat island impacts on plant phenology: intra-urban variability and response to land cover. **Environmental Research Letters** v.11, n. 5, 2016.
- SANESI, G. ; COLANGELO, G. ; LAFORTEZZA, R. ; CALVO, E. ; DAVIES, C. Infraestrutura verde urbana e florestas urbanas: um estudo de caso da Área Metropolitana de Milão. **Landscape Research**, v. 42 , p. 164–175. 2017.
- SCHAADT, S. S.; VIBRANS, A. C. O uso da terra no entorno de fragmentos florestais influencia a sua composição e estrutura. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 4, p. 437-445, 2015.
- SFAIR, J.C., ROCHELLE, A.L.C., MELIS, J., REZENDE, A.A., WEISER, V.L. & MARTINS, F.R. Theoretical approaches to liana management: a search for a less harmful

- method. **International Journal for Biodiversity Science**, v.11, n. 2, p. 89-95, 2015.
- SHOCHAT E, LERMAN SB, ANDERIES JM, WARREN PS, FAETH SH, NILON CH. Invasion, competition, and biodiversity loss in urban ecosystems. **BioScience**, v. 60, p. 199– 208, 2010.
- SILVA CP, GARCÍA CE, ESTAY SA, BARBOSA O. Riqueza e abundância de pássaros em resposta à forma urbana em uma cidade latino-americana: Valdivia, Chile como um estudo de caso. **PloS One**, n. 10, 2015.
- SILVA, R. K. S., FELICIANO, A. L. P., ROSIVA, L. L. C. M. & LIMA, B. A. Florística e sucessão ecológica da vegetação arbórea em área de nascente de um fragmento de Mata Atlântica, Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 5, n. 4, p. 550-559, 2010.
- SOGA M, YAMAURA Y, KOIKE S E GASTON KJ. Restos de floresta como um refúgio de vida selvagem urbana: uma avaliação taxonômica cruzada. **Conservação da biodiversidade**, v. 23, p. 649-59, 2014.
- SOL D, BARTOMEUS I, GONZÁLEZ- LAGOS C, PAVOINE S. Urbanisation and the loss of phylogenetic diversity in birds. **Ecology Letters**. v. 20, p. 721-729, 2017.
- SOUSA, R. C.; RIZZI, N. E.; RANZINI, M.; ARCOVA, C. S.; CICCIO, V.; SILVA, L. R. Interceptação Pluviométrica Pelo Dossel De Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana No Parque Estadual De Campos Do Jordão, Sp, Brasil. **Revista Floresta**, v. 46, n. 2, p. 243-250, 2016.
- SZULCZEWSKA, B .; GIEDYCH, R .; BOROWSKI, J .; KUCHCIK, M .; SIKORSKI, P .; MAZURKIEWICZ, A .; STAŃCZYK, T. Quanto verde é necessário para um bairro vital? Em busca de evidências empíricas. **Land Use Policy**, v. 38 , p. 330-345 2014.
- TAUK, S. M. Biodegradação de resíduos orgânicos no solo. **Revista Brasileira De Geociências**, v. 20, p. 299-301, 2018.
- TURRINI T, SANDERS D, KNOP E. Effects of urbanization on direct and indirect interactions in a tri-trophic system. **Ecological Applications**, v. 26, p.664-675, 2016.
- VILLA, E.B.; PEREIRA; G. P.; ALONSO, J. M.; BEUTLES, S. J.; LELES, P. S. S. Aporte de serapilheira e nutrientes em área de restauração florestal com diferentes espaçamentos. **Floresta e Ambiente**, ed. 23, v. 1, p. 90-99, 2016.
- VOLTOLINI, J. C.; WLUDARSKL, A.; SILVA, I da. Estrutura da vegetação na borda e interior de um fragmento florestal pequeno em área urbana. **Revista Biociências**, v.15, n.2, p.133-138, 2009.

CAPÍTULO 4: PROPOSIÇÃO METODOLÓGICA PARA DETERMINAR A QUALIDADE DE FRAGMENTOS DA FLORESTA URBANA

INTRODUÇÃO

O progressivo aumento da população e sua aglomeração nas cidades, que até 2050 é estimada em 68% e até o final do século XXI em 90% (GARCÍA et al., 2014; COHEN et al., 2017) é um dos importantes desafios atuais para humanidade (WU, 2008; GRIMM et al., 2011). Esse processo está relacionado com a urbanização não medida e não planejada, que causa múltiplos impactos negativos na sociedade incluindo a redução nas áreas de terras cultiváveis e florestas e o aumento da fragmentação e descontinuidade de áreas verdes (REFEROWSKA-CHODAK, 2019). Ainda, a urbanização tem causado o aumento das temperaturas principalmente nos centros da cidade, também conhecidos como o fenômeno de ilhas de calor (GARSCHAGEN et al., 2015; KARIMI et al., 2018) ainda, tem causado perda ou alteração de áreas de qualidade ecológica e redução da biodiversidade nas áreas urbanas (QIU, et al., 2019).

Ainda assim, os benefícios fornecidos pelas áreas verdes urbanas aos moradores das cidades são vitais para manter e aumentar a qualidade de vida (LEE et al., 2011; KARIMI et al., 2018) mitigar as altas temperaturas do verão em seus terrenos e arredores (LIN et al., 2015; COHEN et al., 2017) na remoção da poluição do ar e redução do ruído (IRVINE et al., 2013). Eles também são importantes por seus efeitos positivos na promoção da saúde física e mental de seus visitantes e no fornecimento de oportunidades para interações sociais e recreação (TZOULAS et al., 2007; ARNBERGER et al., 2015; RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ et al., 2015).

Esses estudos assumem implicitamente que a vegetação urbana é o que confere benefícios à população, embora as áreas verdes urbanas geralmente contenham menor quantidade de espécies do que as áreas rurais, elas mantêm a capacidade de manter populações de vida selvagem endêmicas e, às vezes, diversas (ARONSON et al., 2014) visto que as mesmas podem conter mais espécies do que as áreas rurais em alguns casos, por exemplo, riqueza vegetal picos em níveis intermediários de urbanização (MCKINNEY, 2008), portanto, as áreas verdes urbanas estão cada vez

mais sendo vistos como trampolins importantes para objetivos mais amplos de conservação da biodiversidade (DEARBORN; KARK, 2010 ; GODDARD et al., 2010). Além disso, esses pequenos espaços, podem ser significativamente diversos, dependendo de sua conexão e qualidade de habitat (MATTHIES et al., 2017; FRANCIS et al., 2012) , ainda, a qualidade da área verde é tão importante para a saúde mental quanto a quantidade, e pesquisas com foco apenas na quantidade não é suficiente para informar a política de saúde pública, ou mesmo para auxiliar na conservação da biodiversidade (DEAN et al., 2011 ; TAYLOR E HOCHULI, 2015). A qualidade do espaço pode ser quantificada por meio da caracterização do entorno a fim e verificar se os mesmos são seguros e acessíveis (NASSAUER, 2004 ; ROBERTS et al., 2018).

A qualidade das áreas verdes também pode ser avaliada da perspectiva do ecossistema, quantificando a diversidade de espécies ou funções ecológicas (LOVELL et al., 2014 ; SANDIFER et al., 2015). Ainda, pode envolver a integridade de processos, como ciclagem de nutrientes ou sequestro de carbono (COX et al., 2017). Em termos de equações, até agora, a qualidade tem sido medida principalmente com avaliações de especialistas a partir de questionários a população, observações *in situ* e análises do Sistema de Informação Geográfica (SIG) (ZHANG et al., 2017), dessa forma há incógnitas ambientais para uma estimativa do valor de uma área florestal urbana, que incluem o estabelecimento de características de árvores, diversidade ecológica, prestação de serviços ecossistêmicos e resiliência florestal (SAMSON et al., 2017).

Uma equação geral seria necessária para compensar o fato de que a ecologia das cidades tem diferentes significados em diferentes contextos (MCPHEARSON et al., 2016). A diversidade global de abordagens conceituais (MCDONNELL, 2011) sugere a necessidade de uma teoria mais sintética das cidades e da urbanização para fornecer as bases teóricas e conceituais da pesquisa. Essas definições e avaliações também ajudarão a desenvolver uma política de áreas verdes urbanas que leve em consideração as diferenças nos tipos de floresta e suas necessidades de manejo.

HIPÓTESE

Diferentes variáveis ambientais permitem a proposição metodológica de estimativa da qualidade fragmentos da floresta urbana.

OBJETIVO GERAL

O objetivo geral da pesquisa consistiu em gerar um modelo estatístico para

demonstrar quantitativamente a qualidade ambiental de fragmentos da floresta urbana.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

A seguir estão apresentados os objetivos específicos do estudo, que consistem em:

- Avaliar as variáveis ambientais das áreas de estudo e determinar uma proporção entre as mesmas e a partir dessa calcular a qualidade florestal e a correlação dessas variáveis com a qualidade.
- Gerar um modelo estatístico a partir das variáveis correlacionadas a fim de determinar a qualidade ambiental de um fragmento florestal urbano.
- Analisar os componentes principais (PCA) com intuito de compreender quais variáveis ambientais são mais importantes para as diferentes áreas de estudo.

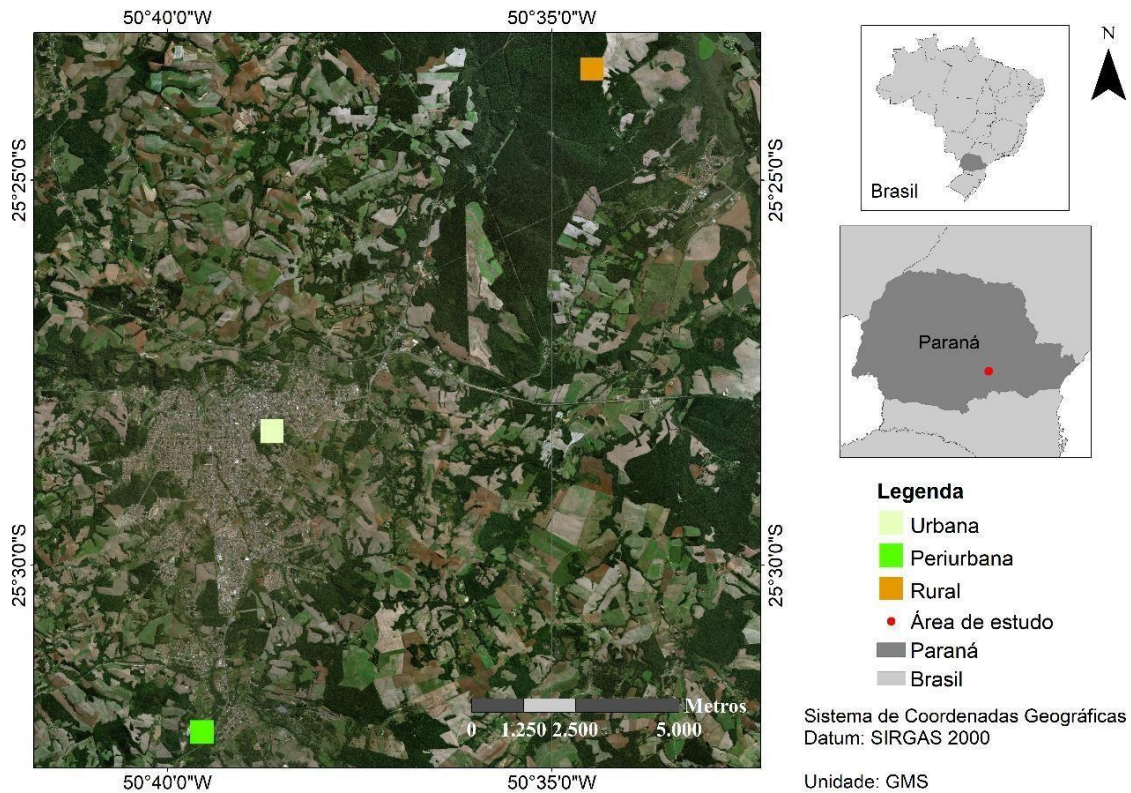
METODOLOGIA

Área de estudo

O estudo foi realizado em três remanescentes florestais distintos (Figura 1) sendo que duas dessas áreas estão situadas no perímetro urbano do município de Irati-PR, correspondendo a área urbana e periurbana. A área urbana refere-se ao bosque São Francisco, que está localizado no centro da cidade de Irati-PR, possui cerca de 1,0 ha de dimensão. A área periurbana consiste na transição urbano-rural está situado nas dependências da Universidade Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO) da cidade de Irati, essa área florestal tem cerca de 32 ha sendo que a área estudada de 1,0 ha possui borda imediata.

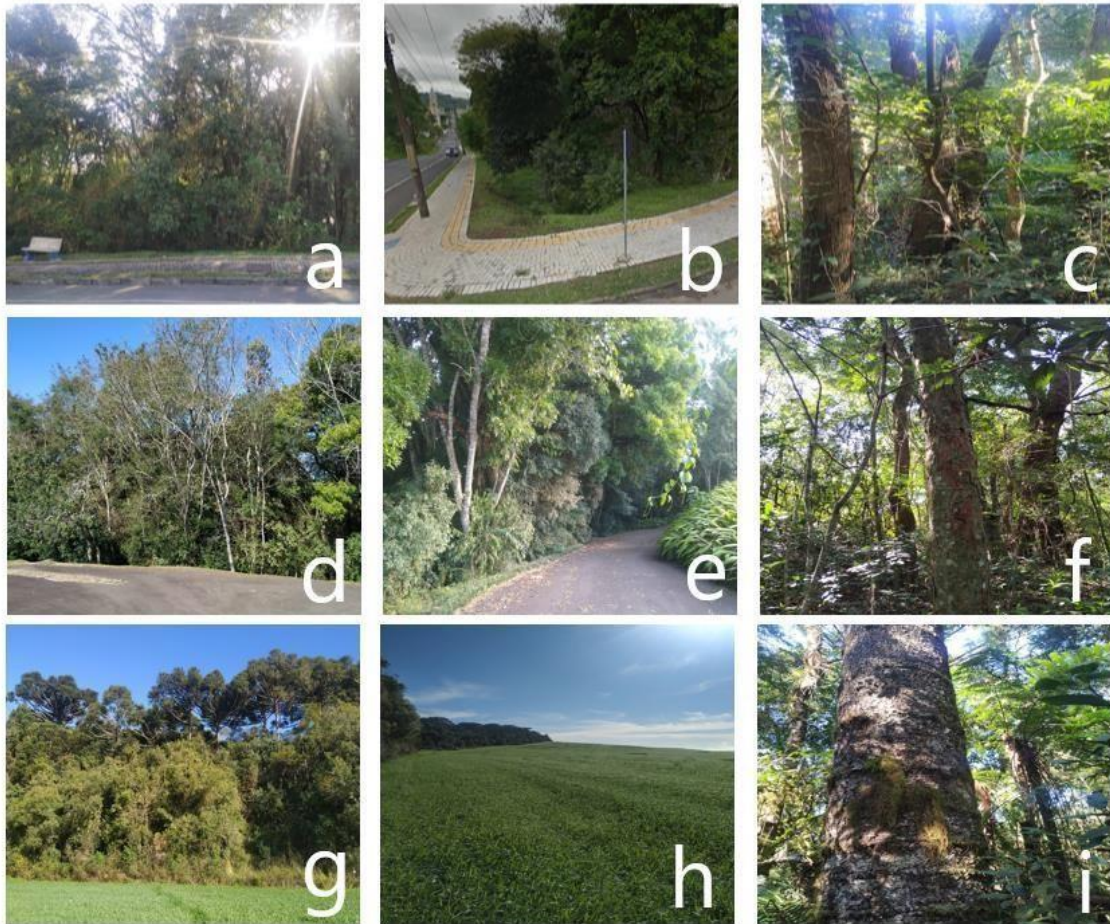
A terceira área, que corresponde a área rural, está localizada em zona rural na região centro-sul do estado do Paraná, entre os municípios de Fernandes Pinheiro, Imbituva, Irati e Teixeira Soares. Refere-se a Floresta Nacional (FLONA) de Irati e compreende 3.618,21 hectares, com 43,82% de sua área sendo ocupados por cobertura florestal nativa sendo considerada a maior área legalmente protegida no Paraná (MAZZA, 2006). A FLONA está localizada a 5 km da cidade de Irati, inserida nos municípios de Teixeira Soares e Fernandes Pinheiro. Nessa área em 2002 foram instaladas 25 parcelas permanentes, as quais estão subdivididas em blocos de 1,0 hectare.

Figura 1. Localização das áreas de estudo, com destaque para a localização dos fragmentos florestais urbano, periurbano e rural.



As áreas de estudo estão representadas para melhor visualização a partir da Figura 2, sendo que, área urbana possui em seu entorno sistemas de iluminação, visto que é uma área pública, possui calçadas o que possibilita atividades de recreação ao ar livre, as ruas do entorno são asfaltadas, há construções residenciais em quase todo o seu redor e outra pequena parte conta com área sem edificação e cobertura vegetal arbórea. Já área periurbana, que possui borda imediata, tem em seu entorno calçada, construção dos blocos da Universidade e o restante cobertura vegetal arbórea. Para a área rural (FLONA) esse foram utilizados os dados do bloco 17 o qual tem o seu entorno limítrofe a propriedade rural. Esse bloco foi escolhido por possuir borda imediata, o que permite a comparação entre as outras áreas de estudo.

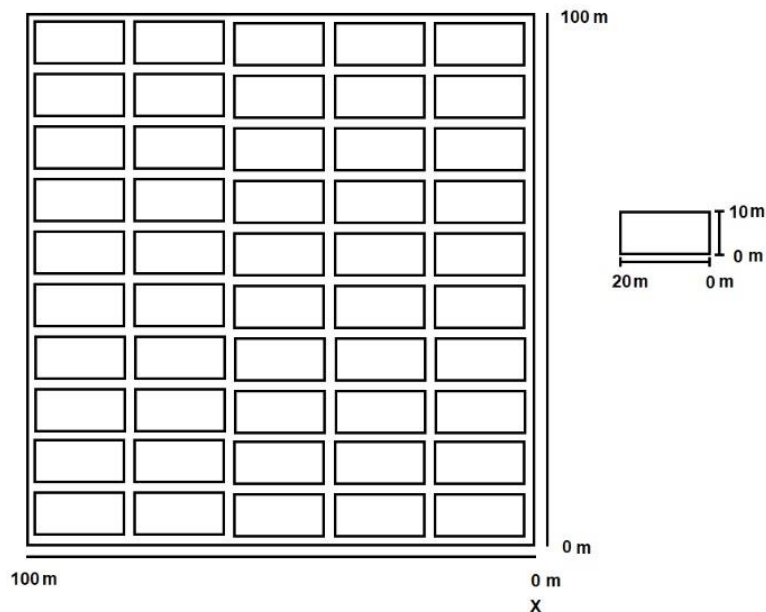
Figura 2. Imagem ilustrativa da representação do perfil de frente a distância (a) urbana (b) periurbana (g) rural, perfil tangencial (b) urbana (e) periurbana (h) rural e interior das áreas (c) urbana (f) periurbana e (i) rural.



Variáveis ambientais

Com intuito de verificar informações da estrutura das diferentes áreas de estudo foi realizado o levantamento florístico nas áreas conforme croqui apresentado na Figura 3. Os dados da área rural são provenientes de um experimento multidisciplinar em 25 hectares contínuos de Floresta Ombrófila Mista (FIGUEIREDO FILHO et al., 2010), assim, para seguir o mesmo padrão nas outras áreas foram mensurados todos os indivíduos com $DAP \geq 10$ cm (STEPKA et al., 2012). Além da altura total, para as outras áreas foram mensuradas: CAP (circunferência a altura do peito, à 1,30 m acima do solo) mensurado com fita métrica.

Figura 3. Croqui com o esquema de alocação das parcelas em 1,0 ha de área para o levantamento florístico das três áreas de estudo.



A partir dos dados do levantamento florístico foram estimadas a riqueza e diversidade das áreas a partir de índices florísticos Shannon-Wiener (1) e Pielou (2) para as árvores adultas e regenerantes, visto que são ferramentas fundamentais para avaliação dos dados, pois, além de descreverem o quão diverso um ambiente pode ser em comparação a outro pode ser constatado o grau de desenvolvimento e a interação das espécies com o ambiente (KANIESKI et al., 2017).

Índice de diversidade de Shannon-Wiener

(1)

$$H' = \frac{[N \ln(N) - \sum_{i=1}^S n_i \ln(n_i)]}{N}$$

n_i = Número de indivíduos amostrados da i -ésima espécie

S = Número total de espécies

\ln = Logaritmo de base neperiana

Índice de equabilidade de Pielou

(2)

$$J = \frac{H'}{H_{max}}$$

H' = Índice de Shannon-Wiener

H_{max} = LN do número de espécies.

Com a finalidade de expressar a dominância, densidade, adaptação da espécie e distribuição dos tamanhos dos diâmetros (COSTA et al., 2018) foi calculado a partir da informação da coleta do diâmetro a altura do peito (DAP) a densidade total - número de indivíduos por hectare e a área basal por parcela para a partir da mesma, ser possível avaliar a área basal total – m² por hectare. No interior das unidades amostrais do estrato adulto foram instaladas cinco subunidades amostrais com dimensões de 20m² (1,0 x 20 m), ou seja, uma faixa de 100m² para cada área de estudo. Dentro de cada faixa foram feitas as coletas de dados para verificar a capacidade regenerativa de cada local, sendo que o levantamento dos indivíduos arbóreos regenerantes contou com tamanho diferenciado de acordo com três classes de tamanho da planta, segundo metodologia Volpato (1994) em que: Classe 1: plantas de 20 cm a 1 m de altura, amostradas em parcelas de 1,0 x 5,0 m; Classe 2: plantas maiores do que 1 m e até 3 m de altura, amostradas em parcelas de 1 x 10 m; Classe 3: plantas acima de 3 m de altura e menores do que 5,0 cm de DAP, amostradas em parcelas de 1,0 x 20 m. Após as coletas foi possível avaliar a riqueza da regeneração a partir do número de espécies

Nas mesmas parcelas em que foi feito o levantamento dos indivíduos regenerantes, foi realizada a avaliação da chuva de sementes, para isso foram confeccionadas e instaladas esteiras de bambu revestidos com tule com dimensões de 1,0 x 1,0 m, a uma altura de 1,0 do nível do solo (Figura 4) (CAPELLESSO et al., 2015). As sementes coletadas passaram pelo seguinte processo: quantificação, registro fotográfico, identificação quando possível e alocação em bandejas com substrato para germinar e auxiliar na identificação.

Figura 4. Esteira confeccionada para coleta da chuva de sementes com área de 1m², instalada a 1 m do solo.



Levando em consideração que a serapilheira influencia na disponibilidade de nutrientes e na comunidade vegetal impedindo ou facilitando a germinação de sementes e a emergência de plantas (SANTOS; VÁLIO, 2002) a espessura da serapilheira foi medida em centímetros com auxílio de uma trena metálica (CALLEGARO et al., 2018) sendo que, as medições foram feitas em cada uma das 50 parcelas para as três áreas de estudo.

Foi feita a avaliação do índice de área foliar (IAF), que é considerado um atributo estrutural, o aumento desse índice contribui na redução dos custos de resfriamento das edificações no verão (PETERS; MCFADDEN, 2010), devido ao controle de microclima gerado pelo processo de transpiração e retenção da radiação solar, auxiliando na redução da poluição do ar (ESCOBEDO; NOWAK, 2009). Para isso, foram tiradas fotografias hemisféricas conforme Figura 5, com a utilização de *smartphone* com lente hemisférica acoplada, as mesmas foram processadas no software *Gap Ligth Analyzer – GLA 2.0*, utilizando o procedimento de classificação das imagens.

Figura 5. Desenho esquemático da obtenção de fotografias hemisféricas onde a câmera estará nivelada a 1,30 m do solo e posicionada ao norte.



Para evidenciar a importância dos ecossistemas urbanos, que desempenham um papel fundamental na redução do avanço do efeito estufa a partir do sequestro de carbono (BAE; RYU, 2015; GRATANI et al., 2016) foram realizadas estimativas da biomassa aérea e do estoque de carbono pelo método indireto, sendo a biomassa aérea a partir do modelo

(3) e para estimativa do carbono modelo (4), os quais foram ajustados por Ratuchne (2010) para fragmentos da Floresta Ombrófila Mista Montana:

$$P = 284,499 - 58,61.dap + 4,213.dap^2 - 0,107.dap^3 + 0,001.dap^4 - (5,68^6).dap^5 \quad (3)$$

Em que:

P - biomassa aérea total;
dap - diâmetro a altura do peito (1,3 m)

$$C = 1,343 + 0,088.dap^2 + 0,005.(dap^2 .ht) \quad (4)$$

Em que:

C - peso do carbono estocado (kg/árvore);
dap - diâmetro a altura do peito (1,3 m) árvore; ht - altura total

Análise dos dados

Conforme descritas anteriormente, as variáveis ambientais consideradas para a análise dos dados foram: índice de Shannon-Wiener para árvores adultas (S), índice de Pielou para árvores adultas (P), diâmetro a altura do peito para árvores adultas (DAP), espessura da serapilheira (SER), índice de área foliar (IAF), número de espécies para árvores adultas (RIQ), densidade total - número de indivíduos por hectare (DT), área basal total – m²por hectare (G), biomassa aérea (BAS), estoque de carbono (EC), Shannon-Wiener para árvores regenerantes (SR), Pielou para árvores regenerantes (PR), número de espécies para árvores regenerantes (RIQR) e chuva de sementes (CR).

Essas variáveis foram calculadas obtendo uma variação de 0 a 1 para que fosse possível obter uma proporção, visto que as mesmas possuem diferentes grandezas numéricas. A partir dessa proporção foi feito o cálculo do valor de qualidade do fragmento (QF) que foi obtido por meio da soma de todas as variáveis e após, feita a avaliação do cálculo da correlação de Pearson (r), que indica a correlação linear entre duas variáveis, devendo esta correlação estar compreendida no intervalo de -1 a 1, sendo -1 fortemente correlacionadas negativamente e 1 fortemente correlacionadas positivamente (MIOT, 2018).

A partir da correlação de Pearson as variáveis com maior valor de correlação foram utilizadas para a confecção do modelo de estimativa da qualidade de fragmento da floresta urbana. Foi verificada a acurácia nos ajustes do modelo pela análise gráfica dos

resíduos percentuais a partir da linguagem de programação estatística R (R Development Core Team, 2019), por meio da interface R Studio versão 4.0.0

Considerando a diversidade dos dados foi realizada a análise de componentes principais (PCA), essa ferramenta se destaca por ser considerada como uma ferramenta de compressão, que permite diminuir a dimensionalidade da matriz de dados, facilitando, conseqüentemente, a sua visualização (ZIMMERMANN et al., 2008) na linguagem de programação estatística R (R Development Core Team, 2019), por meio da interface R Studio versão 4.0.0

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A variação de 0 a 1 dos dados das variáveis ambientais podem ser observados na Tabela 1, com destaque para os maiores valores de cada área de estudo.

Para a área rural as variáveis que apresentaram maiores valores foram a riqueza de espécies (RIQ), o número de árvores por ha (Narv) e a biomassa aérea. Para a área Periurbana a variável que teve maior destaque foi o Índice de Pielou para as espécies regenerantes (PR), e para a área Urbana as variáveis que apresentaram maiores valores foram a área basal (G), o estoque de carbono (EC) e a riqueza de espécies para regeneração (RIQR). Essa diferença de valores é algo esperado, visto que, estamos estudando fragmentos em diferentes estados de conservação e influência antrópica.

A partir das variáveis ambientais avaliadas foi feita a Correlação de Pearson das mesmas com a qualidade do fragmento (QF) a qual pode ser observada na Figura 6, em que houve uma maior correlação de Pearson para S (índice de Shannon-Wiener para árvores adultas) DT (densidade total) e BAS (biomassa aérea).

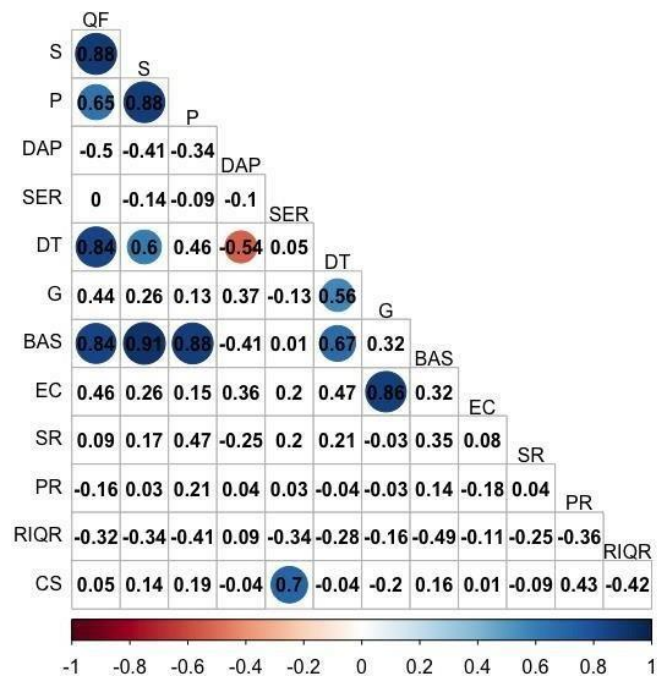
A variável DT indicou uma maior correlação, esse resultado pode ser pelo fato de que apesar de as áreas de estudo estarem em diferentes graus de conservação, as áreas podem ser consideradas semelhantes em relação ao grau de ocupação do espaço pelo tronco dos indivíduos que as compõem (CUBAS et al., 2016) ainda, a variável BAS que também indicou alta correlação, a qual é relacionada com a DT visto que a biomassa aérea é influenciada pela densidade e tamanho das árvores (NOWAK; CRANE, 2002 ; DAVIES et al., 2013). Já o Índice de Shannon-Wiener ter tido uma maior correlação, o que é um resultado importante, visto que a riqueza pode diminuir mais linearmente com o aumento da urbanização e pode aumentar em regiões onde o impacto antrópico fora das cidades é mais limitado (LUCK; SMALLBONE, 2010 ; NORTON et al., 2016) no entanto, a

Correlação de Pearson indicou a variável com uma boa correlação, sendo possível indicar posteriormente a qualidade ambiental de diferentes áreas verdes, incluindo, a urbana.

Tabela 1. Valores das variáveis ambientais: índice de Shannon-Wiener para árvores adultas (S), índice de Pielou para árvores adultas (P), diâmetro a altura do peito para árvores adultas (DAP), espessura da serapilheira (SER), índice de área foliar (IAF), número de espécies para árvores adultas (RIQ), densidade total - número de indivíduos por hectare (DT), área basal total – m² por hectare (G), biomassa aérea (BAS), estoque de carbono (EC), Shannon-Wiener-Winner para árvores regenerantes (SR), Pielou para árvores regenerantes (PR), número de espécies para árvores regenerantes (RIQR) e chuva de sementes (CR) chuva de sementes, qualidade do fragmento (QF) soma de todas as variáveis, para cada área estudo, sendo que as repetições correspondem as faixas de 200 m².

ÁREA	REPET	S	P	DAP	SER	IAF	Narv	RIQ	DT	G	BAS	EC	SR	PR	RIQR	CS	QF
Rural	1	1,00	1,00	0,74	0,40	0,99	0,87	1,00	0,87	0,73	0,80	0,74	0,81	0,71	0,78	0,35	11,78
Rural	2	0,96	0,99	0,75	0,66	0,97	0,77	0,89	0,77	0,71	1,00	0,80	0,83	0,87	0,89	0,46	12,33
Rural	3	0,95	0,96	0,70	1,00	1,00	1,00	0,97	1,00	0,75	0,89	0,85	0,72	0,98	0,56	1,00	13,32
Rural	4	0,95	0,96	0,77	0,38	0,87	0,90	0,97	0,90	0,86	0,80	0,75	0,73	0,99	0,56	0,48	11,86
Rural	5	0,91	0,97	0,76	0,35	0,86	0,95	0,84	0,95	0,88	0,94	0,68	0,72	0,98	0,56	0,30	11,68
Periurbana	1	0,76	0,92	0,82	0,96	0,84	0,69	0,53	0,69	0,70	0,68	0,67	0,86	0,93	0,33	0,81	11,21
Periurbana	2	0,79	0,97	0,86	0,54	0,88	0,59	0,53	0,58	0,64	0,57	0,68	0,84	1,00	0,44	0,57	10,47
,Periurbana	3	0,80	0,96	0,81	0,53	0,73	0,45	0,55	0,45	0,44	0,44	0,46	0,76	0,98	0,78	0,68	9,81
Periurbana	4	0,74	0,98	0,88	0,62	0,85	0,69	0,42	0,70	0,77	0,69	0,74	0,70	0,99	0,56	0,74	11,07
Periurbana	5	0,71	0,93	0,81	0,54	0,84	0,77	0,42	0,77	0,75	0,76	0,74	1,00	0,98	0,89	0,47	11,16
Urbana	1	0,56	0,74	0,85	0,48	0,81	0,51	0,39	0,51	0,58	0,10	0,53	0,47	0,90	0,89	0,54	8,88
Urbana	2	0,58	0,78	1,00	0,54	0,77	0,62	0,39	0,62	1,00	0,12	1,00	0,63	0,88	0,78	0,46	10,30
Urbana	3	0,50	0,82	0,84	0,78	0,84	0,71	0,24	0,71	0,73	0,14	0,78	0,88	0,86	0,78	0,38	9,97
Urbana	4	0,48	0,76	0,72	0,70	0,82	0,65	0,26	0,65	0,52	0,13	0,54	0,73	0,86	0,67	0,45	8,94
Urbana	5	0,57	0,87	0,75	0,49	0,52	0,69	0,29	0,69	0,58	0,12	0,49	0,80	0,99	1,00	0,51	9,36

Figura 6. Valores da correlação de Pearson dos valores de Qualidade do Fragmento com as variáveis ambientais analisadas nas três áreas de estudo, em que quanto mais próximo a 1 maior a correlação.



A partir dessas variáveis foi gerado o modelo estatístico (5) para avaliar a qualidade ambiental de fragmento florestal que apresentou um R^2 de 0,934 e S_{yx} de 0,141. A partir do gráfico de dispersão dos resíduos apresentados na Figura 7 pode-se verificar que a equação apresentou uma boa distribuição dos resíduos, visto que a distribuição gráfica apresentou comportamento variando de -3,0 a 2,5 (HESS et al., 2016).

$$\text{QAF: } -0,3657 + 1,9930 \times S + 1,6054 \times DT - 0,2680 \times \text{BAS} \quad (5)$$

Em que:

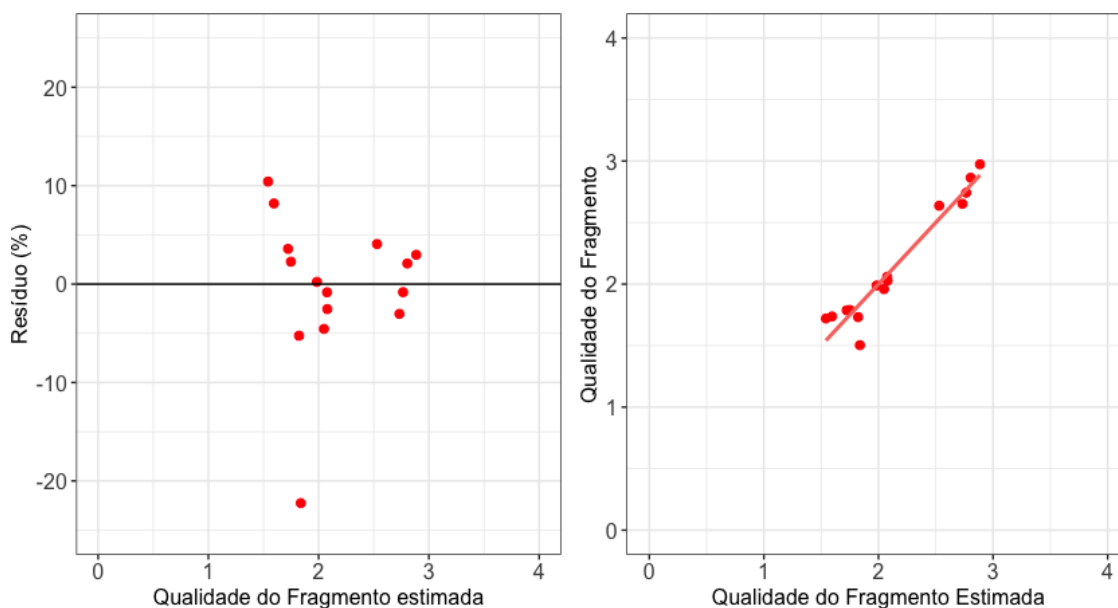
QAF – qualidade ambiental do fragmento

S - índice de Shannon-Wiener para árvores adultas

DT - densidade total

BAS - biomassa aérea

Figura 7. Dispersão dos resíduos como medida de qualidade do ajuste da equação gerada.

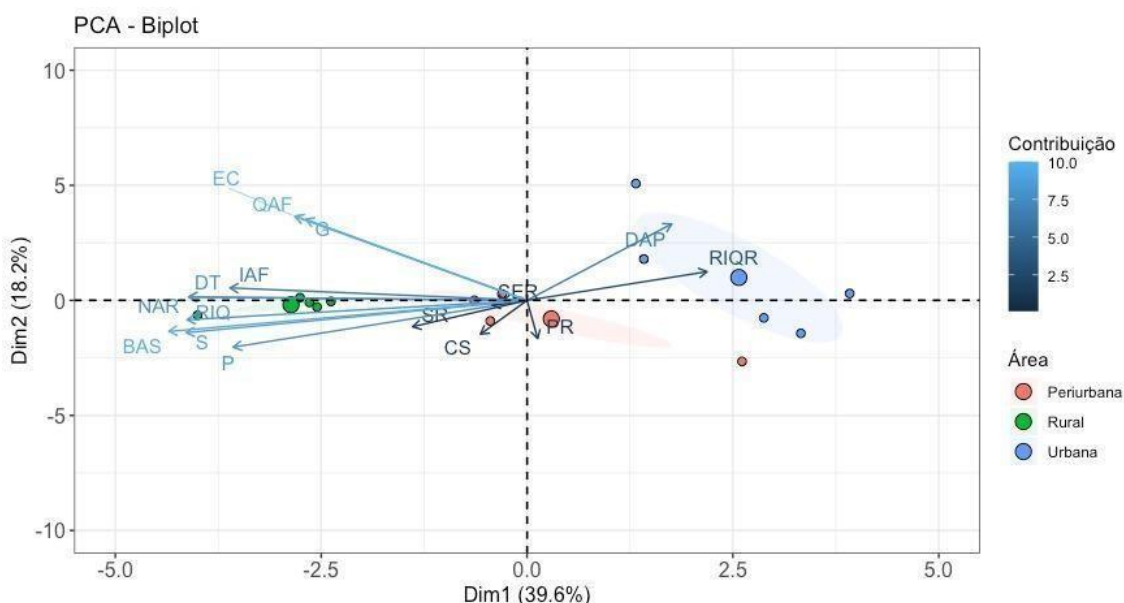


A análise dos componentes principais (PCA) (Figura 8) indicou que para cada área de estudo as variáveis ambientais explicam, de forma diferente, a variação dos dados.

Para a área Periurbana pode-se perceber que principalmente a variável ambiental PR está explicando mais a variação dos dados, isso indica que o índice de equidade Pielou para as espécies regenerantes na área periurbana possui uma maior uniformidade na distribuição das espécies (KANIESKI et al., 2010), indicando também maiores valores de regeneração nessa área que é considerada de transição urbano-rural, ainda, vale ressaltar que a capacidade regenerativa está diretamente relacionada com a conectividade ecológica (LAPOINT et al. 2015).

As variáveis IAF, DT E RIQ estão explicando mais a variação dos dados na área rural, esse resultado pode ser justificado se levarmos em consideração que a área rural, por estar inserida em uma unidade de conservação permite que as árvores tenham um melhor desenvolvimento e estabelecimento possuindo um dossel com copas mais densas refletindo num maior índice de área foliar e densidade das árvores (DUBOIS; CHEPTOU, 2017). A riqueza também é influenciada visto que a mesma pode aumentar em regiões onde o impacto antrópico fora das cidades é mais limitado (LUCK; SMALLBONE, 2010 ; NORTON et al ., 2016).

Figura 8. Análise dos componentes principais (PCA) em relação as variáveis ambientais: S (índice de Shannon-Wiener para árvores adultas), P (índice de Pielou para árvores adultas), DAP (diâmetro a altura do peito para árvores adultas), IAF (índice de área foliar) SER (espessura da serapilheira), DT (densidade total – número de indivíduos por hectare), G (área basal total – m² por hectare), BAS (biomassa aérea), EC (estoque de carbono) SR (Shannon-Wiener para árvores regenerantes), PR (Pielou para árvores regenerantes) RIQR (número de espécies para árvores regenerantes) e CR (chuva de sementes) para a área Periurbana, Urbana e Rural



A riqueza das espécies regenerantes –RIQR está explicando a variação dos dados na área urbana, esse resultado pode ser explicado pela cobertura arbórea das árvores adultas ser menos densa em área urbana quando comparada com a rural por exemplo, no entanto, essas áreas com maior pressão antrópica possui uma maior densidade e diversidade no estrato regenerante (FLEISCHBEIN et al., 2005; GIGLIO; KOBAYAMA, 2013).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esse estudo demonstrou a possibilidade de analisar a qualidade ambiental de um fragmento florestal urbano a partir de variáveis ambientais que são consideradas importantes para todo o tipo de área verde. Pode-se inferir que a utilização do modelo gerado será de extrema importância e necessidade, levando em consideração a escassez dos estudos sobre áreas verdes urbanas e ainda considerando os inúmeros benefícios das mesmas.

REFERÊNCIAS

- ARNBERGER, A.; EDER, R. Are urban visitors overall preferences for green space similar to your preferences when seeking stress relief? Urban to. **Urban Green**, v. 14, p. 872-882, 2015.
- ARONSON, M. F. J., LA SORTE, F. A., NILON, C. H., KATTI, M., GODDARD, M. A., LEPCZYK, C. A., 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, p. 20133330–20133330, 2014.
- COHEN, AJ; BRAUER, M.; BURNETT, R .; ANDERSON, RH; FROSTAD, J .; ESTEP, K .; BALAKRISHNAN, K .; BRUNEKREEF, B .; DANDONA, L .; DANDONA, R. 25-year estimates and trends in the global burden of disease attributable to ambient air pollution. **The Lancet**, v. 389, p. 1907-1918, 2017.
- COX, DTC, SHANAHAN, DF, HUDSON, HL, PLUMMER, KE, SIRIWARDENA, GM, FULLER, RA. Neighborhood shots: the benefits of living with nature for mental health. **Bioscience**, v. 67, p. 147-155, 2017.
- DEAN, J., VAN DOOREN, K., AND WEINSTEIN, P. Does biodiversity improve mental health in urban settings? **Medical Hypotheses**, v. 76, p. 877-880, 2011.
- DEARBORN, D. C., AND KARK, S. Motivations for conserving urban biodiversity. **Conservation Biology**, v. 24, p. 432-440, 2010.
- DUBOIS, J.; CHEPTOU, P. O. Effects of fragmentation on plant adaptation to urban environments. **The Royal Society**, v. 372, n.1712, 2017.
- FLEISCHBEIN, K.; WILCKE, W.; GOLLER, R.; BOY, J.; VALAREZO, C.; ZECH, W.; KNOBLIC, K. Rainfall interception in a lower montane forest in Ecuador: effects of canopy properties. **Hydrological Processes**, v. 19, p. 1355-1371, 2005.
- FRANCIS, J., WOOD, L. J., KNUIMAN, M., AND GILES-CORTI, B. Quality or quantity? Exploring the relationship between public open space attributes and mental health in perth, Western Australia. **Social Science & Medicine**. v. 74, p. 1570–1577, 2012.
- GARCÍA, P .; PÉREZ, ME; GUERRA, A. Using TM images to detect changes in soil sealing in Madrid (Spain). **Geoderma**, v. 214 , p. 135-140, 2014.
- GARSCHAGEN, M; ROMERO, L. P. Exploring the relationships between urbanization trends and vulnerability to climate change. **Climatic Change**, v. 133, p. 37-52, 2015.
- GIGLIO, J.N.; KOBIYAMA, M. Interceptação da chuva: uma revisão com ênfase no monitoramento em florestas brasileiras. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 2, p. 297-317, 2013.
- GODDARD, M. A., DOUGILL, A. J., AND BENTON, T. G. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 25, p. 90–98, 2010.
- GRIMM, N. B; STANLEY, H. F; GOLUBIEWSKI, N. E; REDMAN, C. L; WU, J.; BAI, X.; BRIGGS, J. M. Global Change and the Ecology of Cities. **Science**, v. 319, p.

756–760, 2011.

HESS, A. F.; CIANORSCHI, L. D.; SILVESTRE, R.; SCARIOT, R.; RICKEN, P. Aplicação dos modelos lineares generalizados para estimativa do crescimento em altura. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 35, n. 84, p. 427-433, 2015.

IRVINE, K.; WARBER, S. ; DEVINE-WRIGHT, P. ; GASTON, K Understanding urban green space as a health resource: A qualitative comparison of visit motivation and derived effects among park users in Sheffield, UK. **Journal of Environmental and Public Health**, v. 10, p. 417-4427, 2013.

KANIESKI, M. R.; ARAUJO, A. C. B.; LONGUI, S. J. Quantificação da diversidade em floresta ombrófila mista por meio de diferentes índices alfa. **Scientia Florestalis**, v.38, n.88, p. 567-577, 2010.

KARIMI, M. ; NAZARI, R. ; DUTOVA, D. ; KHANBILVARDI, R. ; GHANDEHARI, M. A conceptual framework for assessing environmental risk and social vulnerability in complex urban environments. **Urban Clim**, v. 26, p. 161–173, 2018.

KRAJTER OSTOJIC, S ; SALBITANO, F. ; BORELLI, S. ; VERLIČ, A. Research in urban forests in the Mediterranean: a systematic review. **Urban to, urban green**, v. 31, p. 185–196, 2018.

LEE, ACK; MAHESWARAN, R. The health benefits of urban green spaces: A review of the evidence. **Journal of Environmental and Public Health**, v. 33, p. 212–222, 2011.

LIN, W. ; YU, T. ; CHANG, X. ; WU, W. ; ZHANG, Y Calculating Green Park Cooling Extensions Using Remote Sensing: Method and Test. **Landscape and Urban Planning**, v. 134 , p. 66– 75, 2015.

LOVELL, R., WHEELER, B. W., HIGGINS, S. L., IRVINE, K. N., AND DEPLEDGE, M. H. A systematic review of the health and well-being benefits of biodiverse environments. **J. Toxicol. Environ. Health**, v. 17, p. 1–20, 2014.

LUCK, G.W; SMALLBONE, L.T. Species diversity in urban landscapes: patterns, motivators and implications. **Urban Ecology**, p. 88-119, 2010.

MADUREIRA, H.; ANDRESEN, T.; MONTEIRO, A. Green structure and planning evolution in Porto. **Urban For. Urban Green**. n. 10, 141-149, 2011.

MATTHIES, S. A., RÜTER, S., SCHAARSCHMIDT, F., AND PRASSE, R. Determinants of species richness within and across taxonomic groups in urban green spaces. **Urban Ecosystems**, v. 20, p. 897-909, 2017.

MCDONNELL, M.J. The history of urban ecology: A ecologist s perspective. **Urban ecology: Patterns, processes, and applications**, p. 5-13, 2011.

MCKINNEY, M. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. **Urban Ecosystems**, v. 11, p. 1573-1642, 2008.

MCPHEARSON, T.; Pickett, S. T.A.; GRIMM, N.B.; NIEMELA, J.; ALBERTI, J.; ELMQVIST, T.; WEBER, C.; HAASE, D.; BREUSTE, J.; QURESHI, S. Advancing Urban Ecology toward a Science of Cities. **BioScience**, v. 66, n. 3, 2016.

MIOT, H. A. Correlation analysis in clinical and experimental studies. **Jornal Vascular Brasileiro**, v. 17, n. 4, p. 275-279.2018.

NASSAUER, J. I. Monitoring the success of metropolitan wetland restorations: cultural sustainability and ecological function. **Wetlands**, v. 24, p. 756–765, 2004.

QIU, G .; SONG, R .; HE, S. The further deterioration of urban air quality due to urbanization, transport and economic development - Panel models with marginal effect analysis across China. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 1114-1125, 2019.

REFEROWSKA-CHODAK, E. Pressures and Threats to Nature Related to Human Activities in European Urban and Suburban Forests. **Forests**, v. 10, n. 765, 2019.

MCEACHAN, R. R. C., MARGARY, T., CONNER, M., AND KELLAR, I. Identifying effective behavior change techniques in built environment interventions to increase use of green space: a systematic review. **Environment and Behavior**, v. 50, p. 28-55, 2018.

RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ, D .; KAIN, JH; HAASE, D .; BARÓ, F.; KACZOROWSKA, A. Urban self-sufficiency through optimized demand for ecosystem services. A utopian perspective of European cities. **Futures**, v, 70, p. 13-23, 2015.

SAMSON, R. et al. Árvores urbanas e sua relação com a poluição do ar. Na Floresta Urbana. **Future City** v. 7., p. 21-30, 2017.

SANDIFER, P. A., SUTTON-GRIER, A. E., AND WARD, B. P. Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: opportunities to enhance health and biodiversity conservation. **Ecosystem Services**, v.12, p. 1-15, 2015.

SANESI, G .; COLANGELO, G .; LAFORTEZZA, R .; CALVO, E .; DAVIES, C. Urban green infrastructure and urban forests: a case study from the Metropolitan Area of Milan. **Landscape Research**, n. 42, p. 164–175, 2017.

TAYLOR, L., AND HOCHULI, D. F. Creating better cities: how biodiversity and ecosystem functioning enhance urban residents' wellbeing. **Urban Ecosystems**, v. 18, p. 747-762, 2015.

TZOULAS, K .; KORPELA, K .; VENN, S .; YLI-PELKONEN, V .; KAŹMIERCZAK, A .; NIEMELA, J .; JAMES, P. Promoting ecosystem and human health in urban areas using green infrastructure: a literature review. **Landscape and Urban Planning**, v. 81, p. 167-178, 2007.

UN-HABITAT. The Hypothesis of the Mobility Transition. **Geographical Review**, v. 61 n. 2, p. 219-249, 2014.

WU, J. Making the Case for Landscape Ecology. Uma abordagem eficaz para sustentabilidade urbana. **Landscape and Urban Planning**, v. 27, p. 41-50, 2008.

ZHANG Y, VAN DEN BERG AE, VAN DIJK T, WEITKAMP G. Quality over quantity: Urban Green Spaces Contribution to Neighborhood Satisfaction. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 14, n. 5, p. 535, 2017.

ZIMMERMANN, C. M.; GUIMARÃES, O. M.; PERALTA-ZAMORA, P. G. Avaliação da qualidade do corpo hídrico do rio Tibagi na região de Ponta Grossa utilizando análise de componentes principais (PCA). **Química nova**, v. 31, n. 7, 2008.

CONSIDERAÇÕES GERAIS

As áreas verdes urbanas desempenham papéis importantes no equilíbrio das interconexões biofísicas humanas e na manutenção da qualidade ambiental. Nesse estudo, ainda que a área verde urbana tenha apresentado simplificação florística ou seja, menores índices de diversidade quando comparado a um ambiente conservado, foi possível evidenciar os benefícios ambientais da mesma. O que é extremamente importante, visto que as áreas verdes urbanas são consideradas como um requisito básico de qualquer cidade para uma melhor qualidade de vida.

Além disso, foi possível gerar um modelo que permite avaliar a qualidade ambiental da área verde urbana a partir de variáveis ambientais que são consideradas importantes para todo o tipo de área verde. Pode-se inferir que a utilização do modelo gerado será de extrema importância e necessidade, levando em consideração a escassez dos estudos sobre áreas verdes urbanas e ainda considerando os inúmeros benefícios das mesmas.

ANEXOS

Quadro 1 – Valores de massa específica de acordo com literatura, por espécie registrada nas áreas de estudo

ESPÉCIES	MASSA ESPECÍFICA (g/cm ³)	FONTE
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk	0,520	Oliveira et al. (2016)
<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk	0,530	Barbosa (2015)
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	0,550	Lorenzi (2000)
<i>Banara tomentosa</i> Clos	0,530	Oliveira et al. (2016)
<i>Bauhinia forficata</i> Link	0,660	Carvalho (1994)
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	0,760	Lorenzi (2000)
<i>Calypttranthes concinna</i> DC.	0,770	Lorenzi (2000)
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	0,550	Oliveira et al. (2016)
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	0,700	Lorenzi (2000)
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	0,600	Nogueira (2008)
<i>Casearia obliqua</i> Spreng,	0,630	Abrahão et al. (2017)
<i>Casearia silvestris</i> Sw.	0,840	Lorenzi (2000)
<i>Cassia leptophylla</i> Vogel	0,640	Carvalho (2006)
<i>Cedrela fissilis</i> Vell	0,550	Lorenzi (2000)
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart & Eichler ex Miq) Engl	0,700	Lorenzi, 2000
<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke	0,513	Schlickmann et al. (2019)
<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm	0,950	Souza et al. (2015)
<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart.) Kosterm	0,950	Souza et al. (2015)
<i>Clethra scabra</i> Pers	0,530	Lorenzi (2000)
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll.Arg	0,790	Ferez (2010)
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	0,570	Lorenzi (2000)
<i>Cupania vernalis</i> Cambess	0,520	Oliveira et al. (2016)
<i>Curitiba prismatica</i> (D. Legrand) Salywon & L. R. Landrum	0,630	Oliveira (2014)
<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	0,910	Lorenzi (2000)
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	0,800	Lorenzi (2000)
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	0,550	Côrtes (2013)
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	0,880	Zanne et al. (2009)
<i>Erythroxylum argentinum</i> O. E. Schulz	0,520	Vale et al. (2002)
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	0,940	Côrtes (2013)
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess,	0,980	Carvalho (2010)
<i>Eugenia uniflora</i> L.	0,520	Kurzatowski (2007)
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	0,700	Embrapa (2020)
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	0,480	Oliveira et al. (2016)
<i>Ilex paraguariensis</i> A, St,-Hil,	0,370	Oliveira et al. (2016)
<i>Ilex theezans</i> Mart, ex Reissek	0,600	Côrtes (2013)
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham,	0,380	Oliveira et al. (2016)
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton	0,560	Vale et al. (2005)
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl,	0,610	Silva et al. (2015)
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl,	0,740	Côrtes (2013)
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	0,460	Oliveira et al. (2016)
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	0,610	Danielli (2017)
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	0,390	Oliveira et al. (2016)
<i>Maytenus aquifolia</i> Mart,	0,730	Lorenzi (2009)
<i>Morus nigra</i> L.	0,810	Nichetti (2017)
<i>Myrcia hebeptala</i> DC,	0,304	Oliveira (2014)
<i>Myrcia splendens</i> (Sw,) DC,	0,720	Silva (2014)
<i>Myrciaria delicatula</i> (DC,) O,Berg	0,850	Lorenzi (2009)
<i>Myrciaria floribunda</i> (H,West ex Willd.) O,Berg	0,890	Côrtes (2013)
<i>Myrsine umbellata</i> Mart,	0,620	Migueli (2012)

<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	0,610	Carvalho (2010)
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.)	0,350	Oliveira et al. (2016)
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	0,550	Arantes (2012)
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	0,565	Nogueira (2008)
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	0,750	Côrtes (2013)
<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	0,650	Lorenzi (1998)
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	0,330	Oliveira et al. (2016)
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	0,650	Côrtes (2013)
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan.	0,580	Oliveira et al. (2016)
<i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Engl,	0,650	Danielli (2017)
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	0,630	Oliveira et al. (2016)
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	0,530	Kurzatkowski (2007)
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth,	0,426	Santos et al. (2008)
<i>Roupala montana</i> Aubl,	0,930	Côrtes (2013)
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	0,290	Mello (2018)
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire	0,620	Côrtes (2013)
<i>Scutia buxifolia</i> Reissek	1,110	Lorenzi (2009)
<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	0,290	Mello (2018)
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	0,410	Mello (2018)
<i>Solanum pseudoquina</i> A,St,-Hil,	0,530	Zanne et al. (2009)
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	0,650	Trautenbergmuller (2015)
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	0,712	Nogueira (2008)
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H, Rob,	0,460	Danielli (2017)
<i>Vernonanthura petiolaris</i> (DC.) H, Rob,	0,387	Oliveira (2014)
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	0,670	Carvalho (2007)
<i>Zanthoxylum kleinii</i> (R.S. Cowan)	0,520	Oliveira (2014)
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam	0,450	Mello (2018)