

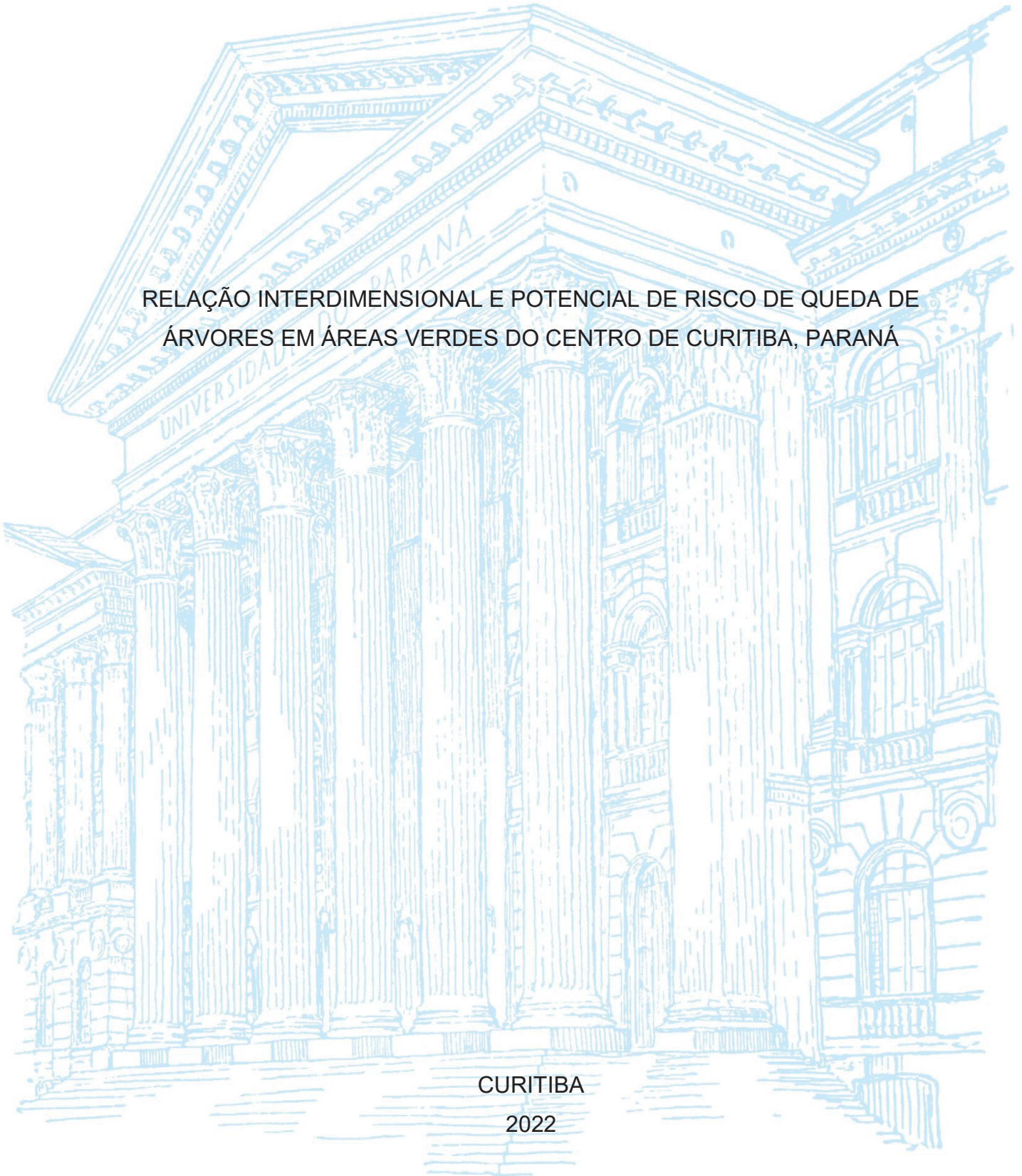
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

SEVERO IVASKO JÚNIOR

RELAÇÃO INTERDIMENSIONAL E POTENCIAL DE RISCO DE QUEDA DE
ÁRVORES EM ÁREAS VERDES DO CENTRO DE CURITIBA, PARANÁ

CURITIBA

2022



SEVERO IVASKO JÚNIOR

RELAÇÃO INTERDIMENSIONAL E POTENCIAL DE RISCO DE QUEDA DE
ÁRVORES EM ÁREAS VERDES DO CENTRO DE CURITIBA, PARANÁ

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia Florestal.

Orientadora: Profa. Dra. Daniela Biondi

Coorientadores: Prof. Dr. Alexandre Behling
Profa. Dra. Angeline Martini

CURITIBA

2022

Ficha catalográfica elaborada pela
Biblioteca de Ciências Florestais e da Madeira - UFPR

Ivasko Júnior, Severo

Relação interdimensional e potencial de risco de queda de árvores em áreas verdes do centro de Curitiba, Paraná / Severo Ivasko Júnior. - Curitiba, 2022.
108 f. : il.

Orientadora: Profa. Dra. Daniela Biondi

Coorientadores: Prof. Dr. Alexandre Behling

Profa. Dra. Angeline Martini

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Defesa: Curitiba, 24/08/2022.

Área de concentração: Silvicultura.

1. Arborização das cidades. 2. Arborização das cidades - Curitiba (PR). 3. Árvores - Avaliação de riscos. 4. Árvores - Defeitos. 5. Parques - Curitiba (PR). 6. Praças - Curitiba (PR). I. Batista, Daniela Biondi. II. Behling, Alexandre. III. Martini, Angeline. IV. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias. V. Título.

CDD - 634.9

CDU - 634.0.27

634.0.27(816.2)

Bibliotecária: Marilene do Rocio Veiga - CRB9/424



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA
FLORESTAL - 40001016015P0

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação ENGENHARIA FLORESTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **SEVERO IVASKO JÚNIOR** intitulada: **RELAÇÃO INTERDIMENSIONAL E POTENCIAL DE RISCO DE QUEDA DE ÁRVORES EM ÁREAS VERDES DO CENTRO DE CURITIBA, PARANÁ**, sob orientação da Profa. Dra. DANIELA BIONDI BATISTA, que após terem inquirido o aluno e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 24 de Agosto de 2022.

Assinatura Eletrônica
25/08/2022 10:20:07.0
DANIELA BIONDI BATISTA
Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica
25/08/2022 17:49:58.0
LUCIANA LEAL
Avaliador Externo (COPEL DISTRIBUICAO S A)

Assinatura Eletrônica
25/08/2022 13:26:00.0
EVERALDO MARQUES DE LIMA NETO
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE
PERNAMBUCO)

Assinatura Eletrônica
25/08/2022 10:36:14.0
JOÃO VICENTE DE FIGUEIREDO LATORRACA
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE
JANEIRO)

Assinatura Eletrônica
25/08/2022 10:47:22.0
JAÇANAN ELOISA DE FREITAS MILANI
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO)

A Deus, aos meus queridos e amados pais, Elizionete Trog e Severo Ivasko, e ao meu irmão, Luis Felipe Ivasko.

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Em especial a minha mãe Elizionete Trog, ao meu pai Severo Ivasko, e ao meu irmão Luis Felipe Ivasko, por todo o amor e ajuda durante toda a vida;

À professora Dra. Daniela Biondi, pela orientação, compreensão, estímulo e confiança durante o desenvolvimento do trabalho;

Aos professores Dr. Alexandre Behling e Dra. Angeline Martini, pela co-orientação, sugestões e auxílio;

À banca examinadora, por colaborar com a melhoria deste trabalho.

A todos os professores e funcionários da universidade, que contribuíram durante o meu doutorado, em especial à secretaria do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal do Paraná (UFPR) pela oportunidade de ingresso ao curso;

A todas as pessoas que fizeram parte do laboratório de Paisagismo da UFPR durante todo o doutorado, que contribuíram de alguma forma para a realização do trabalho, e em especial aos colegas Allan Rodrigo Nunho dos Reis, Fernando Dalcol, Jennifer Viezzer, Leonardo Fogaça, Tamara Botelho e Tatiane Lima Ho por toda a ajuda relacionada ao desenvolvimento da presente pesquisa.

À CAPES, pela concessão de bolsa de estudos, contribuindo para a realização da pesquisa;

Enfim, a todos que contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho, muito obrigado!

*“A persistência é o menor
caminho para o êxito”*

Charles Chaplin (1889-1977)

RESUMO

A gravidade dos problemas associados à queda de árvores e a incompatibilidade das árvores no espaço urbano indicam a necessidade de determinar o grau de risco e as relações interdimensionais da arborização componente das áreas verdes nos grandes centros urbanos. Assim, o objetivo desta pesquisa foi propor um modelo para classificar o potencial de risco e a relação interdimensional de árvores nas áreas verdes da região central de Curitiba, Paraná, Brasil. Foram consideradas todas as árvores das espécies *Tipuana tipu*, *Jacaranda mimosifolia*, *Erythrina falcata*, *Melia azederach* e *Ligustrum lucidum* presentes no Parque Passeio Público e em nove praças localizadas no bairro Centro de Curitiba. A classificação do potencial de risco foi realizada com o protocolo de análise de risco de árvores da Sociedade Internacional de Arboricultura e a determinação de quais defeitos contribuem para a classificação do potencial de risco das árvores foi realizada a partir de regressão logística multinomial. A partir das variáveis mensuradas em campo, foram calculados cinco índices morfométricos e as relações interdimensionais entre as espécies analisadas foram estabelecidas a partir da análise fatorial que gerou o novo índice morfométrico proposto. As análises estatísticas de regressão logística e a análise fatorial foram realizadas por meio do *software* estatístico SPSS *Statistics* 20. Os resultados indicaram que a proporção de árvores distribuídas em cada classe de risco foi semelhante, sendo que a maior parte das árvores de *T. tipu* e *J. mimosifolia* apresentaram alto potencial de risco, enquanto metade das árvores de *M. azederach* apresentaram risco moderado e a maior parte das árvores de *E. falcata* e de *L. lucidum* foram categorizadas com baixo potencial de risco. Para todas as espécies analisadas, em média, 60% dos defeitos localizavam-se na copa, enquanto outros 30% se encontravam no tronco, e 10% dos defeitos estavam presentes nas raízes. Dos 38 defeitos encontrados em todas as árvores, 18 deles influenciaram consideravelmente a classificação de risco, onde, destes, 9 estão presentes no tronco, dentre eles a codominância apical e a podridão do alburno; outros 8 na copa, como o desequilíbrio da copa (efeito da poda unilateral), a presença de galhos mortos, brotações epicórmicas e a existência de podas de limpeza e elevação; e apenas um defeito nas raízes, a presença de raízes cortadas ou danos. A análise das relações morfométricas indicou que *T. tipu* apresentou a maior proporção de copa e o segundo maior grau de esbeltez, enquanto *L. lucidum* apresentou o maior índice de saliência e o índice de abrangência foi maior em *M. azedarach*. A análise do novo índice morfométrico proposto indicou que o primeiro fator criado se correlacionou com as variáveis altura total, comprimento de copa, raio de copa norte, raio de copa leste e DAP, as quais explicaram 57,9% da variação dos dados, de modo que os dois fatores criados explicaram, juntos, 72% da variação total dos dados, sendo as árvores de *T. tipu* as que apresentaram a menor variabilidade entre suas relações interdimensionais. Esses resultados evidenciam a importância do monitoramento da qualidade das árvores no meio urbano, contribuindo para a segurança e bem-estar da população que frequenta as áreas verdes das cidades.

Palavras-chave: Arboricultura urbana. Índices morfométricos. Manejo arbóreo urbano. Praças. Relações morfométricas.

ABSTRACT

The severity of the problems associated with tree fall and the incompatibility of the trees in the urban space indicate the need to determine the degree of risk and the interdimensional relationships of the afforestation component of green areas in large urban centers. Thus, the objective of this research was to propose a model to classify the risk potential and the interdimensional relationship of trees in the green areas of the central region of Curitiba, Paraná, Brazil. All trees of the species *Tipuana tipu*, *Jacaranda mimosifolia*, *Erythrina falcata*, *Melia azedarach* and *Ligustrum lucidum* present in the Passeio Público Park and in nine squares located in the Centro district of Curitiba were considered. The classification of the risk potential was performed with the tree risk analysis protocol of the International Society of Arboriculture and the determination of which defects contribute to the classification of the tree risk potential was performed using multinomial logistic regression. From the variables measured in the field, five morphometric indices were calculated and the interdimensional relationships between the analyzed species were established from the factor analysis that generated the new proposed morphometric index. Statistical analysis of logistic regression and factor analysis were performed using the statistical software SPSS Statistics 20. The results indicated that the proportion of trees distributed in each risk class was similar, with most of the trees of *T. tipu* and *J. mimosifolia* presented high risk potential, while half of the *M. azedarach* trees presented moderate risk and most of the *E. falcata* and *L. lucidum* trees were categorized as low risk potential. For all species analyzed, on average, 60% of the defects were located in the crown, while another 30% were in the trunk, and 10% of the defects were present in the roots. Of the 38 defects found in all trees, 18 of them considerably influenced the risk classification, where, of these, 9 are present in the trunk, among them apical codominance and sapwood rot; another 8 in the crown, such as crown imbalance (effect of unilateral pruning), the presence of dead branches, epicormic shoots, and the existence of cleaning and elevation pruning; and only a defect in the roots, the presence of cut roots or damage. The analysis of morphometric relationships indicated that *T. tipu* had the highest crown proportion and the second highest degree of slenderness, while *L. lucidum* had the highest salience index and the range index was higher in *M. azedarach*. The analysis of the proposed new morphometric index indicated that the first factor created correlated with the variables total height, crown length, northern crown radius, east crown radius and DBH, which explained 57.9% of the data variation, from so that the two factors created together explained 72% of the total variation in the data, with the *T. tipu* trees showing the lowest variability between their interdimensional relationships. These results show the importance of monitoring the quality of trees in urban areas, contributing to the safety and well-being of the population that frequents the green areas of cities.

Keywords: Urban arboriculture. Morphometric indices. Urban tree management. Squares. Morphometric relationships.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – LOCALIZAÇÃO DAS REGIONAIS DE CURITIBA, PARANÁ	37
FIGURA 2 – LOCALIZAÇÃO DO BAIRRO CENTRO, CURITIBA, PARANÁ	39
FIGURA 3 – LOCALIZAÇÃO DAS ÁREAS VERDES AMOSTRADAS NO BAIRRO CENTRO, CURITIBA, PARANÁ.....	41
FIGURA 4 – FLUXOGRAMA DOS PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS DA TESE	43
FIGURA 5 – ÍNDICES MORFOMÉTRICOS UTILIZADOS PARA ANÁLISE DAS ÁRVORES NAS PRAÇAS DA REGIÃO CENTRAL DE CURITIBA, PARANÁ	46
FIGURA 6 – CLASSES DE FORMAL DE COPA DAS ÁRVORES.....	48
FIGURA 7 – REPRESENTAÇÃO DOS DEFEITOS PRESENTES DE FORMA MAIS RECORRENTE ENTRE AS ÁRVORES AMOSTRADAS.....	54
FIGURA 8 – RELAÇÃO ENTRE OS FATORES E AS VARIÁVEIS MORFOMÉTRICAS PADRONIZADAS NA ARBORIZAÇÃO URBANA.	79
FIGURA 9 – COMPORTAMENTO DOS FATORES E DO NIM POR ESPÉCIES DA ARBORIZAÇÃO URBANA.	80

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – ÁREA TOTAL E NÚMERO DE ÁRVORES ANALISADAS POR ESPÉCIE EM CADA UM DOS LOCAIS DE ESTUDO.....	42
TABELA 2 – MATRIZ 1 (MZ 1) - MATRIZ DE PROBABILIDADE DE RISCO DE QUEDA	45
TABELA 3 – MATRIZ 2 (MZ 2) - MATRIZ DE ESCALA DE RISCO DE CADA PARTE DA ÁRVORE.....	45
TABELA 4 – PORCENTAGEM DE DEFEITOS EM CADA UMA DAS TRÊS PARTES DAS ÁRVORES COMPONENTES DAS ÁREAS VERDES NA REGIÃO CENTRAL DE CURITIBA, PR.....	51
TABELA 5 – RANQUEAMENTO DOS DEFEITOS MAIS OBSERVADOS ENTRE TODAS AS ÁRVORES ANALISADAS.....	53
TABELA 6 – PORCENTAGEM DE ÁRVORES PRESENTES EM CADA CATEGORIA DE POTENCIAL DE RISCO NAS ÁREAS VERDES NA REGIÃO CENTRAL DE CURITIBA, PR.....	59
TABELA 7 – PORCENTAGEM DE ÁRVORES POR ESPÉCIE E POR ÁREA VERDE EM CADA CLASSE DE RISCO.	64
TABELA 8 – CLASSIFICAÇÃO DAS ÁRVORES NAS CATEGORIAS DE RISCO POR MEIO DE REGRESSÃO LOGÍSTICA COM TODOS OS 38 DEFEITOS ENCONTRADOS NAS ÁRVORES (PRIMEIRA ETAPA).	65
TABELA 9 – DEFEITOS QUE INFLUENCIARAM CONSIDERAVELMENTE A CLASSIFICAÇÃO DE RISCO DAS ÁRVORES NAS ÁREAS VERDES DE CURITIBA.	66
TABELA 10 – CLASSIFICAÇÃO DAS ÁRVORES NAS CATEGORIAS DE RISCO POR MEIO DE REGRESSÃO LOGÍSTICA COM OS 18 DEFEITOS SELECIONADOS (SEGUNDA ETAPA).....	66
TABELA 11 – VARIÁVEIS BIOMÉTRICAS PARA A ESTIMATIVA DOS ÍNDICES MORFOMÉTRICOS POR ESPÉCIE.....	69
TABELA 12 – VARIABILIDADE DOS ÍNDICES MORFOMÉTRICOS CALCULADOS PARA CADA ESPÉCIE ESTUDADA.	70
TABELA 13 – CORRELAÇÃO DE PEARSON ENTRE OS ÍNDICES MORFOMÉTRICOS PARA AS ESPÉCIES ESTUDADAS.	73

TABELA 14 – CORRELAÇÃO DE PEARSON ENTRE O POTENCIAL DE RISCO E OS ÍNDICES MORFOMÉTRICOS PARA AS ESPÉCIES ESTUDADAS.	75
TABELA 15 – RESUMO DA ANÁLISE FATORIAL DAS VARIÁVEIS BIOMÉTRICAS DAS ÁRVORES ESTUDADAS.	77

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
1.1 OBJETIVOS	16
1.1.1 Objetivo geral	16
1.1.2 Objetivos específicos.....	16
2 REVISÃO DE LITERATURA	17
2.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE AS ÁREAS VERDES	17
2.1.1 Tipologia de área verde – Parque	19
2.1.2 Tipologia de área verde – Praça	20
2.1.3 Áreas verdes de Curitiba	21
2.1.3.1 Parques de Curitiba.....	22
2.1.3.2 Praças de Curitiba	23
2.1.3.3 Espécies arbóreas nos parques e praças de Curitiba	24
2.2 ANÁLISE DO POTENCIAL DE RISCO DE ÁRVORES URBANAS.....	25
2.2.1 Comportamento biomecânico das árvores urbanas	28
2.2.2 Relações morfométricas das árvores urbanas e sua aplicação para análise de risco.....	29
2.2.3 Ferramentas aplicadas à análise do potencial de risco de árvores	30
2.2.4 Espécies arbóreas mais susceptíveis à queda em Curitiba	31
2.2.4.1 <i>Tipuana tipu</i>	31
2.2.4.2 <i>Jacaranda mimosifolia</i>	32
2.2.4.3 <i>Erythrina falcata</i>	33
2.2.4.4 <i>Melia azedarach</i>	34
2.2.4.5 <i>Ligustrum lucidum</i>	35
3 MATERIAL E MÉTODOS	37
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	37
3.1.1 Escolha dos locais e das espécies analisadas	39
3.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	42
3.2.1 Análise dos defeitos e do potencial de risco de árvores nas áreas verdes	43
3.2.1.1 Análise da classificação de risco	46
3.2.2 Análise morfométrica das árvores nas áreas verdes.....	46
3.2.3 Análise do novo índice morfométrico proposto.....	48
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	51

4.1 ANÁLISE DOS DEFEITOS E DO POTENCIAL DE RISCO DE ÁRVORES NAS ÁREAS VERDES	51
4.1.1 Análise da classificação de risco.....	65
4.2 ANÁLISE MORFOMÉTRICA DAS ÁRVORES NAS ÁREAS VERDES	68
4.2.1 Correlação entre o potencial de risco e os índices morfométricos das árvores	75
4.3 ANÁLISE DO NOVO ÍNDICE MORFOMÉTRICO PROPOSTO	76
5 CONCLUSÃO	85
REFERÊNCIAS	87
ANEXOS	102
ANEXO 1 – FORMULÁRIO BÁSICO DE AVALIAÇÃO DE RISCO DAS ÁRVORES (ISA, 2017)	103
ANEXO 2 – LISTA COM TODOS OS DEFEITOS OBSERVADOS NAS ÁRVORES	105
ANEXO 3 – VARIÁVEIS BIOMÉTRICAS E CLASSE DE RISCO DE TODAS AS ÁRVORES ANALISADAS	106

1 INTRODUÇÃO

As florestas urbanas são componentes essenciais do ecossistema, devido aos inúmeros serviços ecossistêmicos que as árvores provêm às cidades. Seus benefícios podem ser de caráter social, ambiental e econômico, ao contribuir para a saúde e qualidade de vida da população e a conservação da biodiversidade de plantas e animais (BIONDI, 2015; PETRIS; SARVIA; BORGOGNO-MONDINO, 2020; ABUTALEB et al., 2021).

Contudo, as árvores no meio urbano estão sujeitas a uma série de pressões que são diferentes das que ocorrem naquelas localizadas em ambientes florestais não-urbanos (MEUNPONG; BUATHONG; KAEWGRAJANG, 2019). Desse modo, para manter a sua sanidade, essas árvores devem ser capazes de resistir a tensões e perturbações naturais e antrópicas inerentes a esse tipo de ambiente, como ventos e tempestades, inundações e poluição (DURYEA; KAMPF, 2007).

Dada a importância das árvores no meio urbano e os desafios associados à sua manutenção, é fundamental desenvolver estratégias para proteger, manter e melhorar a cobertura arbórea das cidades, principalmente em áreas verdes com valor histórico, como parques e praças (NORMAN-BURGDOLF; RIESKE, 2021).

Segundo Biondi (2015), a arborização desses locais é especialmente importante por contribuir com a preservação do patrimônio cultural e paisagístico da cidade e elevar a consciência ambiental da sua população. No entanto, é importante considerar que em muitos desses locais estão presentes árvores senescentes, que podem oferecer certo grau de risco à população em caso de tombamento ou queda de seus galhos.

Dessa forma, a avaliação do potencial de risco de árvores visa reconhecer e reduzir os riscos potenciais, mantendo assim a saúde das árvores (COELHO-DUARTE et al., 2021), sendo uma ferramenta fundamental para auxiliar no manejo da arborização desses locais (IVASKO JÚNIOR et al., 2019).

De acordo com Klein et al. (2019), embora existam métodos e tecnologias avançadas de avaliação de risco, os métodos visuais são os mais comumente utilizados (ROATTI; MORELLI; GASPERINI, 2016; PETRIS; SARVIA; BORGOGNO-MONDINO, 2020).

No entanto, a análise visual de risco pode ser subjetiva (KLEIN et al., 2019; COELHO-DUARTE et al., 2021), visto que o grau de risco apresentado por uma árvore

não depende apenas da quantidade de defeitos presentes, mas também está associado à intensidade desses defeitos, e essa classificação dos defeitos quanto à sua intensidade pode tornar a determinação do grau de risco da árvore mais subjetiva. Assim, é importante buscar alternativas para simplificar esses métodos e tecnologias de avaliação, fazendo com que a avaliação de risco seja cada vez mais prática e assertiva.

Além da análise de risco, outras ferramentas têm se mostrado eficientes na gestão das florestas urbanas, como os estudos morfométricos das árvores. Essa abordagem permite determinar a relação interdimensional das árvores, cuja informação pode ser útil para a escolha de espécies mais apropriadas, ou no estabelecimento de intervenções silviculturais (BOBROWSKI; BIONDI, 2017).

A maior parte das pesquisas relacionadas à morfometria publicadas até hoje aplicou os cálculos dos cinco índices que estabelecem as relações morfométricas segundo a metodologia proposta por Durlo e Denardi (1998), e geralmente em árvores componentes da arborização de ruas (BOBROWSKI; LIMA NETO; BIONDI, 2013; CONDÉ et al., 2013; BOBROWSKI; BIONDI, 2017; DIONÍSIO et al., 2017; OLIVEIRA; LIMA; MARTINS, 2018; TORRES; TODESCHINI; FARIAS, 2019; MARIA et al., 2020). Sendo assim, também é muito importante analisar os parâmetros morfométricos de árvores em áreas verdes, como em parques e praças.

Dessa forma, a aplicação dos índices morfométricos serão abordados de maneira multivariada, por meio de um indicador sintético que estabelece a proposição de um novo índice morfométrico, considerando, para cada árvore, um valor que contempla a estrutura da árvore como um todo. Análises desta natureza permitem condensar as informações contidas nas variáveis morfométricas, ajudando a compreender de forma mais clara o relacionamento dessas variáveis.

Nos dias atuais, quando a ocorrência de eventos climáticos extremos tem sido cada vez mais frequente, a aplicação de tais ferramentas associadas à análise de risco pode favorecer o equilíbrio entre a proteção das árvores e a segurança dos moradores das cidades (JUDICE et al., 2021). Assim, ao contribuir para o manejo eficiente da arborização, essas ferramentas também permitem maximizar o fornecimento dos benefícios ambientais oferecidos pelas árvores (MARIA et al., 2020).

Os primeiros estudos relacionados à análise de risco de árvores no mundo foram realizados entre as décadas de 1960 e 1970, mas os primeiros métodos de avaliação de risco surgiram apenas a partir da década de 1990 (COELHO-DUARTE

et al., 2021). Especificamente no Brasil, a maior parte dos estudos associados ao tema ocorreram nos últimos 10 anos, demonstrando que a aplicação dessas ferramentas, embora seja muito importante, ainda é incipiente (COELHO-DUARTE et al., 2021).

Embora o emprego de algumas tecnologias já seja consolidado em trabalhos de análise de risco de árvores, a presente pesquisa é a primeira tentativa de averiguar a correlação entre as relações morfométricas das árvores com o seu grau de risco, bem como de propor a utilização de um novo índice morfométrico para estabelecer a relação interdimensional das árvores urbanas em áreas verdes.

Nesse sentido, o presente trabalho buscou investigar as hipóteses de que a maior parte dos defeitos associados ao potencial de risco estejam localizados na copa das árvores, por esta ser a parte da árvore mais volumosa, onde podem estar presentes uma maior concentração de defeitos.

Além disso, espera-se que as árvores presentes nas áreas verdes avaliadas geralmente apresentariam alto potencial de risco, uma vez que a maior parte das árvores presentes nas regiões centrais das cidades podem ter sido plantadas há muito tempo ou ainda estarem presentes desde a criação desses locais, e dessa forma, apresentarem sinais claros de senescência.

Da mesma forma, a terceira hipótese levantada é a de que as variáveis morfométricas mensuradas em campo sejam eficazes para estabelecer a relação interdimensional das árvores por meio da análise do novo índice morfométrico proposto. Além disso, espera-se que o novo índice morfométrico proposto se apresente como uma alternativa eficiente à análise das relações morfométricas convencionais. O entendimento dessas questões pode auxiliar os gestores urbanos no processo de tomada de decisão sobre o manejo mais adequado para as áreas verdes.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Propor um modelo para classificar o potencial de risco e determinar a relação interdimensional de árvores nas áreas verdes da região central de Curitiba, Paraná.

1.1.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos foram:

- a) Verificar quais defeitos presentes nas árvores estão relacionados ao seu potencial de risco;
- b) Correlacionar as relações morfométricas das árvores com o seu grau de risco;
- c) Estabelecer as relações interdimensionais das árvores por meio dos índices morfométricos;
- d) Propor a utilização de um novo índice morfométrico para estabelecer a relação interdimensional das árvores urbanas em áreas verdes.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE AS ÁREAS VERDES

O processo intenso de urbanização vem alterando expressivamente o ambiente urbano nos últimos anos, especialmente nas grandes metrópoles (BRAGA et al., 2021). Nesse contexto, à medida em que as cidades crescem, a demanda por espaço e recursos também aumenta, ocasionando diversos problemas de ordem hídrica, atmosférica, visual e residual, em virtude da falta de planejamento, estrutura e gestão urbana (GRISE; BIONDI; ARAKI, 2016a). A exemplo disso, a pressão da urbanização sobre o meio ambiente tem ocasionado impactos expressivos sobre os recursos naturais, como a água, solo, ar e biota urbana (GRISE; BIONDI; ARAKI, 2019).

A substituição da cobertura vegetal por áreas densamente pavimentadas tem alterado a condição microclimática do ambiente, devido à elevada capacidade de reflexão da radiação solar desses locais edificados, causando desconforto ambiental pela formação das ilhas de calor (MARTINI; BIONDI, 2015).

Uma das soluções mais eficazes para minimizar o impacto da urbanização é a inserção de vegetação no ambiente urbano, especialmente composta por árvores, com a arborização de vias públicas, praças e áreas de preservação (BAKER et al., 2003). A vegetação presente nestes ambientes constitui a floresta urbana da cidade.

Enquanto o conceito de área verde possui um significado mais amplo, sendo qualquer espaço livre no qual predominam as áreas plantadas de vegetação (PREGITZER, et al., 2019), a floresta urbana pode ser compreendida como toda cobertura vegetal situada dentro do perímetro urbano, incluindo diferentes formas de vida além das árvores, como arbustos, trepadeiras, herbáceas, plantas de forração, plantas aquáticas e outras (BIONDI, 2015). Dessa forma, a floresta urbana constitui toda a vegetação presente nas ruas, avenidas, parques, praças, áreas públicas e privadas e áreas de conservação (PREGITZER, et al., 2019).

Toda a vegetação componente da floresta urbana fornece uma série de benefícios de caráter ambiental, econômico e social, proporcionando maior qualidade de vida à população residente nas cidades e em seu entorno. Dentre esses benefícios, pode-se destacar a atenuação da temperatura, amenização acústica, regulação do ciclo hidrológico, conservação do solo, manutenção da biodiversidade, fixação de

carbono e a filtragem da poluição ambiental (LOBODA; DE ANGELIS, 2005; MARTINI; BIONDI, 2015; MORGENROTH et al., 2016; NERO et al., 2018; VIEIRA; PANAGOPOULOS, 2020).

Contudo, o processo de gestão da arborização do espaço urbano, na maioria das vezes não é tratado com o rigor necessário pelos administradores públicos, devido à falta de verba, mão-de-obra qualificada ou desinteresse, tornando essa gestão precária, ou inexistente (FREITAS; PINHEIRO; ABRAHÃO, 2015). Esse cenário ocorre devido ao espaço destinado à arborização se limitar a áreas desocupadas de loteamentos, tendo em vista que a malha urbana é priorizada em detrimento das áreas verdes (PEREIRA; BRANDÃO; BARBOSA, 2021).

Desse modo, a carência de planejamento para o manejo adequado dessa vegetação pode vir a ocasionar uma série de problemas, desde conflitos das árvores com os demais elementos estruturais urbanos, até deficiências estruturais e/ou fisiológicas nas árvores (CUNHA et al., 2020). Segundo os mesmos autores, dependendo do grau de intensidade desses problemas, poderá ser necessária a realização de intervenções futuras para a remediação desses conflitos, ou até mesmo, em casos mais graves, a supressão das árvores problemáticas.

Muitas vezes, essa ausência de planejamento pode ser notada pela baixa diversidade de espécies utilizadas, mesmo diante da extensa quantidade de espécies nativas que poderiam compor a arborização das áreas verdes (FREITAS; PINHEIRO; ABRAHÃO, 2015).

Normalmente o predomínio de espécies exóticas na arborização das cidades se deve à falta de conhecimento ecológico e silvicultural das espécies nativas ou pela opção por espécies tradicionalmente utilizadas na arborização de outros lugares, o que pode potencializar a proliferação de pragas e doenças (SOUZA et al., 2011).

Dessa forma, Kramer e Krupek (2012) evidenciam que a falta de planejamento da arborização das áreas verdes em geral pode afetar negativamente o desenvolvimento das cidades, prejudicando assim a qualidade de vida de todos os seus cidadãos.

2.1.1 Tipologia de área verde – Parque

Os parques compõem uma das tipologias de área verde mais importantes do espaço urbano, principalmente por serem ambientes convidativos para a prática das mais variadas atividades recreativas, como caminhadas, corridas e piqueniques (ZHU et al., 2020).

Além dos benefícios sociais, os parques urbanos oferecem uma série de benefícios de caráter ambiental, que envolvem a proteção dos recursos naturais. Nady (2016) destaca como principais benefícios a melhoria da qualidade do ar, a proteção contra o vento e a regulação microclimática, além do sequestro de carbono, redução da poluição sonora, proteção do solo e da água e a manutenção da biodiversidade.

A conservação dos parques urbanos pode agregar valor às cidades em outros aspectos, além do contexto social e ambiental, sendo eles: o aspecto cultural, ao preservarem a história local contida em todos os elementos do parque que remetem à cidade, e o aspecto econômico, por meio da valorização da paisagem, que reflete no valor imobiliário residencial e comercial no entorno dos parques (LEITE; HENZ, 2018).

No entanto, embora até mesmo os parques menores possam atender a demanda da população por espaços livres para as mais variadas práticas de lazer, Lam et al. (2005) salientam que parques pequenos, fragmentados e localizados próximos a rodovias e áreas industriais podem não fornecer tantos benefícios ambientais. Dessa forma, os benefícios ambientais fornecidos pelos parques urbanos e espaços abertos podem ser limitados pelo seu tamanho e localização, principalmente em cidades mais populosas (LAM et al., 2005).

A exemplo disso, várias cidades brasileiras, principalmente as grandes metrópoles, não possuem “espaços livres” destinados às práticas de atividades cotidianas de lazer suficientemente grandes, capazes de atender a toda a sua população e também de proporcionar benefícios ambientais em grande escala (LEITE; HENZ, 2018).

Diante de todos os benefícios proporcionados, é fundamental que os parques existentes sejam corretamente administrados, e que se busquem alternativas para a implementação de novos parques, buscando sempre a melhoria da qualidade de vida da população das cidades.

2.1.2 Tipologia de área verde – Praça

Dentre as tipologias de áreas verdes inseridas no meio urbano, as praças são as mais reconhecidas em todo o mundo e a mais presentes nas cidades brasileiras (BIONDI; LIMA NETO, 2012; VIEZZER et al., 2016a). De acordo com Javadi (2016), as praças são componentes importantes da história e fazem parte da identidade das cidades.

Segundo Kramer e Krupek (2012), as praças podem ser definidas como paisagens antropizadas, já que elas são ambientes desenvolvidos pelo homem, mas que apresentam algumas características naturais.

Elas exercem um importante papel na conservação da biodiversidade, permitindo a interação entre as pessoas e propiciando-as a contemplação da natureza (ROSANELI et al., 2016). Assim, elas proporcionam benefícios de ordem estética, psicológica, social e ecológica ao ambiente (BIONDI, LIMA NETO, 2012).

As praças são as áreas verdes que apresentam maior aspecto cultural, visto que sua principal função, principalmente na antiguidade, era servir como palco para as mais variadas manifestações culturais, sociais e políticas, ou outros tipos de festividades e encontros (SILVA; LOPES; LOPES, 2011; BIONDI, 2015). No entanto, as praças atualmente assumem mais função de áreas verdes com apelo estético do que como local destinado ao convívio da população, como era no passado (CARCERERI, 2013), sendo também projetadas para serem ambientalmente sustentáveis, considerando os aspectos físicos, ecológicos e socioculturais (JAVADI, 2016).

Destacam-se entre os aspectos físicos da sustentabilidade das praças o seu tamanho, a facilidade de acessibilidade e locomoção e a qualidade da sua estrutura física, que envolve a oferta de diferentes atividades e possibilidades de uso do espaço (JAVADI, 2016; GUEDOUDJ; GHENOUCHE; TOUSSAINT, 2020). Por sua vez, os aspectos ecológicos envolvem o conforto térmico e a proteção contra o vento, enquanto os aspectos sociais envolvem a manutenção da identidade local, além do reconhecimento como um local confortável e seguro (JAVADI, 2016; GUEDOUDJ; GHENOUCHE; TOUSSAINT, 2020).

Embora o conceito de sustentabilidade esteja sendo considerado durante a implementação de novas praças, é importante destacar que essa ideia também pode ser aplicada visando a manutenção eficiente das praças já implementadas. Assim, ao

priorizar esses aspectos, é possível maximizar os benefícios já oferecidos pelas praças, tornando-a um ambiente ainda mais agradável.

Dessa forma, a implementação de novas praças e a manutenção daquelas já existentes dependem das capacidades financeiras, humanas e técnicas disponíveis para a gestão e o monitoramento adequado desses espaços verdes urbanos.

2.1.3 Áreas verdes de Curitiba

A cidade de Curitiba é conhecida nacional e internacionalmente pela grande quantidade e qualidade de suas áreas verdes urbanas, tendo o rótulo histórico de capital ecológica do país (BIONDI; LIMA NETO, 2012). Esse reconhecimento surgiu a partir das ações ambientais propostas pela administração pública da cidade ainda na década de 1980, que incorporou uma agenda verde em seu planejamento urbano, propondo soluções e inovações ambientais à cidade (BUCCIOTTI, 2017).

A implantação dessa política ambiental iniciada por volta de 1980 é impulsionada até os dias de hoje, motivo pelo qual a cidade recebe tal reconhecimento desde a década de 1990 (INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA (IPPUC, 2014). Também nos anos 1990, Curitiba passou a ser considerada a cidade modelo em desenvolvimento para o futuro, devido às ações de sustentabilidade que se tornaram referências ao redor do mundo (VIEZZER et al., 2016b).

Embora tenha conquistado todo esse reconhecimento, Curitiba sofre constantes pressões e perdas de áreas naturais em virtude do processo de urbanização, como ocorre com as grandes metrópoles brasileiras (PANASOLO et al., 2014). De acordo com os autores, áreas de remanescentes florestais importantes para a conservação da biodiversidade frequentemente dão lugar a áreas construídas e impermeáveis, com o intuito de abrigar a população da cidade.

Nesse sentido, torna-se essencial a conservação das áreas verdes em Curitiba, visto que essas áreas são ambientalmente fundamentais por contribuírem com a manutenção da qualidade do ar, com o equilíbrio climático, com a conservação de tantas espécies importantes da fauna e da flora local, além de auxiliarem no controle da erosão e na retenção de sedimentos, na ciclagem de nutrientes e na manutenção do ciclo hidrológico (PANASOLO et al., 2014).

Com o objetivo de identificar a floresta urbana de Curitiba, Grise, Biondi e Araki (2016a) constataram que a área de floresta urbana corresponde à 43,69% da área total do município. No entanto, de acordo com os autores, apenas 4,38% da área de toda a cidade é constituída especificamente por áreas verdes.

2.1.3.1 Parques de Curitiba

Entre os principais benefícios proporcionados pelos parques de Curitiba estão a preservação do meio ambiente e a oferta de atividades de recreação e lazer, visando proporcionar maior saúde física e mental de sua população (BUCCIOTTI, 2017). Segundo Leite e Henz (2018), a utilização dos espaços em áreas verdes para a prática do lazer, como ocorre nos parques de Curitiba, além de contribuir para aumentar a qualidade de vida da população, também ajuda a valorizar o espaço urbano como um todo.

De acordo com Leite e Henz (2018), a infraestrutura instalada nos parques urbanos de Curitiba transformou o entorno dos bairros próximos a esses locais, valorizando o ambiente e inserindo uma nova perspectiva de paisagem aos moradores locais.

Segundo Bucciotti (2017), os parques do município também desempenham um papel ambiental importante, ao contribuírem como a manutenção da permeabilidade do solo e a contenção das enchentes. Além disso, esses espaços atuam sobre o clima, a qualidade do ar e o nível de ruídos sonoros na paisagem urbana (GRAÇA; TELLES, 2020).

Atualmente Curitiba possui 46 parques (IPPUC, 2021), que ocupam 10.544.488,73 m², dos quais 74,85% são cobertos por vegetação Grise, Biondi e Araki (2016b). Segundo os autores, a área ocupada pelos parques corresponde a 55,38% da área total de áreas verdes da cidade. Embora representem essa proporção expressiva em relação ao total de áreas verdes, as áreas dos parques ocupam apenas 4,42% da área total da cidade (IPPUC, 2021).

Inaugurado em 1886, o Passeio Público é o parque mais antigo de Curitiba, localizado no bairro Centro do município (BUCCIOTTI, 2017). Passam pelo local, diariamente, mais de mil pessoas, entre visitantes, transeuntes que atravessam o parque e pessoas que praticam esportes no local, caracterizando-o como um importante refúgio natural em meio a paisagem urbana (CURITIBA, 2013).

2.1.3.2 Praças de Curitiba

De acordo com Carcereri (2013), as praças de Curitiba foram criadas com o intuito de proporcionar bem-estar à população, por meio da preservação do ambiente local, servindo como um espaço agradável para descanso e lazer aos seus usuários. Segundo o autor, por esse motivo, em geral, as mesmas possuem estruturas como playground para as crianças e ciclovias, enquanto outras possuem também equipamentos para ginástica e alongamento, quadras esportivas e espaços para realização de feiras volantes ou temáticas.

As praças de Curitiba podem ser consideradas objetos de referência cênica na paisagem local em virtude da sua arborização, que se destacam em meio a todo o espaço edificado do seu entorno (ROSANELI et al., 2016).

De acordo com dados do IPPUC (2021), a cidade de Curitiba possui atualmente 482 praças, dentre as 1288 áreas verdes urbanas existentes na cidade. Segundo Viezzer et al. (2018), as áreas das praças representam 11,41% da extensão total das áreas verdes em Curitiba.

Estudando a distribuição espacial e a cobertura de vegetação das tipologias de áreas verdes de Curitiba, Grise, Biondi e Araki (2016b) verificaram que as praças do município ocupam uma área total de 3.215.284,92 m², sendo que 61,34% dessa área é coberta por vegetação.

Especificamente na regional Matriz, onde está inserido o bairro central da cidade, localizam-se 84 praças, cuja área ocupada por elas corresponde a aproximadamente 16% da área total das praças presentes em Curitiba (GRISE; BIONDI; ARAKI, 2016b).

Segundo Biondi e Lima Neto (2012), essa regional apresenta as maiores praças, além de concentrar o maior número de praças em comparação com as demais regionais da cidade. De acordo com os autores, este é um aspecto positivo muito importante, tendo em vista que as áreas impermeáveis, constituídas pelas construções e vias públicas, são maiores nessa região da cidade.

Dentre as praças mais antigas de Curitiba, estão aquelas localizadas na região central da cidade, com destaque para as praças Tiradentes, que é considerada o berço histórico da fundação de Curitiba, criada em 1880, a praça Santos Andrade, inaugurada em 1901, a praça Eufrásio Correia, datada de 1912, além das praças Rui

Barbosa, inaugurada em 1913, a praça General Osório, de 1914, a praça 19 de dezembro, inaugurada em 1953, e a praça José Borges de Macedo, criada em 1965 (FERRAZ, 2012).

2.1.3.3 Espécies arbóreas nos parques e praças de Curitiba

É inegável que os inúmeros benefícios ambientais cientificamente comprovados das áreas verdes são providos pelas árvores presentes nesses locais. No entanto, alguns aspectos como a taxa de cobertura arbórea e a escolha das espécies presentes nas áreas verdes devem ser planejados para que esses benefícios possam ser maximizados, principalmente nas grandes metrópoles brasileiras, como é o caso de Curitiba.

Considerando os critérios recomendados de índices mínimos de cobertura arbórea, Carcereri, Biondi e Batista (2016) constataram que as praças de Curitiba apresentam baixas taxas de cobertura florestal. Dessa forma, os autores reconhecem a necessidade de novos plantios para adensar a cobertura arbórea em áreas verdes de Curitiba, em locais livres, desprovidos de árvores.

Além da baixa proporção de cobertura arbórea, outro problema constatado de maneira recorrente nas áreas verdes de Curitiba é o número excessivo de espécies exóticas, e até mesmo invasoras, que compõem a arborização desses locais (VIEZZER et al., 2018).

Com o objetivo de inventariar e caracterizar a vegetação utilizada no paisagismo das praças de Curitiba, Viezzer et al. (2018) constataram que a maior parte das espécies componentes da arborização das praças é exótica ao ecossistema original da região. Ainda segundo os autores, todas as espécies consideradas exóticas invasoras por meio do decreto municipal número 473, de 5 de junho de 2008 foram encontradas nas 32 praças amostradas.

Da mesma forma, analisando a infestação por erva-de-passarinho na população arbórea do Passeio Público de Curitiba, o parque mais antigo da cidade, Rotta, Araújo e Oliveira (2006), verificaram que as espécies exóticas foram as maiores fontes de infestação, embora o pressuposto inicial dos autores fosse o de que as espécies nativas seriam as mais suscetíveis, por estas serem a fonte natural de alimento para as aves.

Diante disso, é necessário aumentar a diversificação de espécies, priorizando-se a implantação de espécies nativas de Curitiba em suas áreas verdes, como forma de elevar o potencial de promoção de benefícios ecológicos para a população urbana, possibilitando a atração e a conservação da fauna local (VIEZZER et al., 2018). No entanto, atingir esse objetivo pode ser difícil, tendo em vista que as espécies exóticas representam cerca de 80% de todas as espécies plantadas no Brasil (LORENZI et al., 2003).

A exemplo disso, ao caracterizar a vegetação arbórea do Passeio Público, Rotta, Silva e Vicentini (2004), constataram o predomínio das espécies *Platanus acerifolia* (plátano), *Tipuana tipu* (tipuana), *Jacaranda mimosifolia* (jacarandá-mimoso) e *Ligustrum lucidum* (alfeneiro).

Ao analisar a cobertura arbórea das praças de Curitiba, Carcereri, Biondi e Batista (2016) verificaram, por meio de inventário, a predominância das espécies *Tipuana tipu* (tipuana), *Parapiptadenia rigida* (angico), *Peltophorum dubium* (canafístula), *Jacaranda mimosifolia* (jacarandá-mimoso), *Erythrina falcata* (corticeira), e *Ceiba speciosa* (paineira).

Já no inventário realizado por Viezzer et al. (2018) nas praças de Curitiba, os autores constataram o predomínio das espécies *Ceiba speciosa* (paineira), *Handroanthus chrysotrichus* (ipê-amarelo-miúdo), *Araucaria angustifolia* (araucária), *Peltophorum dubium* (canafístula) e *Lafoensia pacari* (dedaleiro).

2.2 ANÁLISE DO POTENCIAL DE RISCO DE ÁRVORES URBANAS

A avaliação do potencial de risco de árvores é uma ferramenta essencial para a adequada gestão da arborização urbana, e tem por finalidade verificar, de forma prática, a probabilidade ou risco de queda associada à existência de defeitos presentes nas árvores (KLEIN et al., 2019). Além disso, essa análise pode ainda auxiliar na tomada de decisão sobre a necessidade de substituir e/ou suprimir determinadas árvores que venham a apresentar alto potencial de risco (IVASKO JÚNIOR et al., 2019).

Nesse contexto, o termo "defeito" refere-se a qualquer característica perceptível na árvore que contribua para o enfraquecimento da sua estrutura e o aumento de seu potencial de risco (SAAVEDRA-ROMERO et al., 2019).

Nesse sentido, é importante conhecer as condições fitossanitárias das árvores, principalmente em locais públicos que concentram um grande fluxo de pessoas, como em áreas verdes (ROJAS et al., 2018). O risco de acidentes devido à queda de uma árvore ou parte dela pode ser potencializado quando há o envolvimento de vidas humanas, veículos ou propriedades (GONÇALVES; STRIGHETA; COELHO, 2007; ROJAS et al., 2018).

Embora a longevidade média das árvores em áreas verdes seja maior do que daquelas plantadas nas ruas, em qualquer área urbana o ambiente tende a ser mais desfavorável para a maioria das espécies arbóreas, pois as condições do clima, luz solar, solo e qualidade do ar dos centros urbanos são mais restritivas em comparação com as áreas rurais (LOPES et al., 2009). Desse modo, tais condições podem afetar diretamente o potencial de risco das árvores nas cidades.

Segundo Saavedra-Romero et al. (2019), vários métodos foram desenvolvidos para avaliar o potencial de risco, a fim de orientar a inspeção adequada das árvores. Esses métodos geralmente consistem em estabelecer diferentes pesos e classificações dependendo da parte da árvore afetada, da quantidade ou gravidade do defeito constatado (LOBODA et al., 2005; SEITZ, 2005; GONÇALVES; STRIGHETA; COELHO, 2007).

Tanto a norma americana, chamada ANSI A300, quanto a norma brasileira de avaliação de risco de árvores, chamada NBR 16246-3, divide a avaliação de risco em 3 níveis. O primeiro nível, a avaliação visual limitada, é o mais simples deles, e consiste em identificar problemas graves que exigem mitigação imediata, sendo geralmente realizada para um grande conjunto de árvores, a partir de um único ângulo de visão (KOESER et al., 2013).

O segundo nível de avaliação, chamado de avaliação visual básica, refere-se à inspeção em 360° de cada árvore, onde podem ser utilizadas ferramentas comuns para auxiliar na inspeção das árvores, como martelo de borracha, sovelas, espátulas e binóculos (KOESER et al., 2013). A avaliação visual básica é um método não invasivo que permite examinar a condição do sistema radicular visível, tronco e copa das árvores, fornecendo uma avaliação da saúde e vitalidade geral da árvore (DUDKIEWICZ; DURLAK, 2021).

Por fim, o terceiro nível de avaliação, também chamado de avaliação avançada, consiste no emprego de métodos e tecnologias avançadas para a avaliação da extensão ou da severidade dos defeitos (KOESER et al., 2013). A

avaliação avançada permite o uso de aparelhos sofisticados como o tomógrafo de impulso ou o resistógrafo, para complementar a avaliação visual básica, que permitem realizar o diagnóstico interno da condição da árvore, e conhecer, por exemplo, o grau de biodeterioração interna do lenho das árvores, fornecendo informações mais precisas sobre o risco apresentado pelas árvores (ROLLO et al., 2013; LI et al., 2014; EMERICK, 2021).

Embora o uso de equipamentos seja considerado uma forma útil e razoavelmente precisa de analisar a condição interna das árvores (DUDKIEWICZ; DURLAK, 2021), Emerick (2021) destaca que ainda não está claro como as informações fornecidas por esses instrumentos influenciam na determinação da probabilidade de queda das árvores nas avaliações de risco.

Analisando o potencial de risco das árvores imunes de corte localizadas nas praças de Curitiba, também por meio da aplicação do protocolo de análise de risco da ISA, Ivasko Júnior et al. (2019) constatou que 57,14% das árvores analisadas apresentaram potencial de risco moderado, 35,71% apresentaram baixo risco e apenas 7,14% das árvores foram classificadas com risco alto de queda. Os resultados indicaram ainda que metade das árvores avaliadas tiveram seu potencial de risco mais associado à quantidade de defeitos presentes nos seus troncos.

Enquanto isso, na pesquisa realizada por Silva (2019), a qual tinha por objetivo identificar e avaliar os fatores associados ao potencial de risco de árvores de *Acer negundo* e *Tipuana tipu* nas ruas de Curitiba, por meio de uma adaptação do método de avaliação visual de risco proposto por Smiley, Matheny e Lilly (2011), constatou que o potencial de risco de *A. negundo* foi influenciado prioritariamente pelo DAP das árvores e pelo tipo de edificação presente no seu entorno, enquanto o risco para *T. tipu* variou de acordo com a inclinação do tronco das árvores.

Maria (2021), avaliando a influência da poda no potencial de risco de árvores em Itanhaém, verificou, por meio da aplicação de um protocolo próprio de análise visual de risco de queda, que 62,7% das árvores sem poda foram classificadas com baixo potencial de risco, enquanto 61,4% das árvores podadas foram classificadas com potencial de risco moderado, de modo que a poda apresentou associação com a ocorrência de brotações epicórmicas, galhos secos, presença de cupins e raízes superficiais.

2.2.1 Comportamento biomecânico das árvores urbanas

A biomecânica das árvores é o estudo das estruturas e funções dos sistemas biológicos combinados com os conceitos e métodos da mecânica tradicional (MOULIA, 2013; JAMES et al., 2017), sendo uma importante ferramenta para entender os princípios e causas das rupturas das árvores.

A ruptura das árvores urbanas pode ocorrer diante de vários tipos de esforços a que elas são frequentemente expostas, como forças de flexão, torção, compressão e cisalhamento (BRAZOLIN, 2006). De acordo com o autor, a suscetibilidade do tronco ou do sistema radicular à falha mecânica cresce à medida em que o peso ou a massa da planta aumentam.

O tronco e o sistema radicular têm a função de compensar as cargas incidentes sobre a copa das árvores por meio do crescimento adaptativo dessas partes, otimizando a forma, tamanho e estrutura das árvores (GIVNISH, 2020).

Um dos melhores exemplos do crescimento adaptativo das árvores é o desenvolvimento do lenho de reação, que descreve como as árvores inclinadas modificam a madeira ao longo do tempo, em resposta ao estresse mecânico, como o vento ou outras forças ambientais, auxiliando a planta a voltar à posição normal (VIDAURRE, et al., 2013; GROOVER, 2016). O lenho de reação influencia diretamente na arquitetura e no controle da posição da árvore, e na reorientação dos ramos deslocados em função das forças ambientais (GROOVER, 2016).

Com o objetivo de suportar todas as cargas incidentes sobre as árvores, esse crescimento adaptativo pode ser observado por meio do desenvolvimento irregular dos anéis de crescimento e pela formação de espessamento de raízes junto à base do tronco (BOBROWSKI, 2010). Diante da importância do tronco e das raízes para a estabilidade das árvores, o autor salienta que a ocorrência de defeitos estruturais, especialmente na base do tronco ou no sistema radicular de sustentação devem ser evitados.

Além das condições do tempo, outros fatores podem interferir na estabilidade das árvores e influenciar o seu potencial de risco, como defeitos estruturais, condições estruturais e mecânicas intrínsecas à espécie, tamanho e idade das árvores, características locais e do entorno, como o espaçamento entre as árvores e condições do solo, adoção de práticas de manejo e manutenção, além do tipo, densidade e frequência dos alvos (HARRIS, 1992).

Dados históricos mostram que os eventos de quedas de árvores ocorrem mais frequentemente no verão, geralmente após tempestades ou vendavais (PEREIRA et al., 2011). Nesses casos, o vento é a maior força dinâmica que incide diretamente sobre a copa e é distribuída e dissipada pelo tronco e sistema radicular das árvores (JAMES, 2003; BOBROWSKI, 2010).

De acordo com James e Kane (2008), até mesmo árvores saudáveis, sem qualquer vestígio de decomposição, estão sujeitas a problemas dessa natureza, geralmente em situações em que a velocidade do vento ultrapassa 100 km/h. Além disso, árvores mais altas tendem a serem mais suscetíveis à queda, visto que, de acordo com Brazolin (2006), elas apresentam menor estabilidade estrutural e centro de gravidade mais elevado.

2.2.2 Relações morfométricas das árvores urbanas e sua aplicação para análise de risco

Um dos métodos mais utilizados para auxiliar na gestão arbórea urbana é a análise morfométrica das árvores. Esse método tem por objetivo auxiliar no conhecimento das relações interdimensionais, do comportamento individual e interação entre as árvores e o seu entorno (BOBROWSKI; BIONDI, 2017), maximizando assim os benefícios fornecidos pelas árvores urbanas (MARIA et al., 2020).

Além disso, o conhecimento das relações morfométricas pode ser útil para o estabelecimento de critérios para escolha de espécies apropriadas para uso na arborização, além de auxiliar na proposição de intervenções silviculturais e planejamento de implantação, visando o seu manejo adequado (BOBROWSKI; BIONDI, 2017; KLEIN et al., 2017).

A análise da morfometria de espécies arbóreas é um parâmetro que pode auxiliar também na determinação do potencial de risco das árvores. Kontogianni, Tsitsoni e Goudelis (2011) elaboraram índices visando relacionar a morfometria das árvores de rua de Thessaloniki, na Grécia, com a sua estabilidade e potencial de risco. Essa relação ocorre, pois, de acordo com esses autores, a estabilidade estrutural das árvores pode ser afetada pelas características morfométricas que elas apresentam.

Dessa forma, assim como a análise de risco, a análise morfométrica também pode tornar o manejo das árvores ainda mais assertivo, sobretudo em locais mais urbanizados, como o centro das cidades (OLIVEIRA et al., 2019).

Da mesma forma que na arborização de ruas, a análise morfométrica das árvores em áreas verdes também é capaz de indicar a dinâmica do desenvolvimento das espécies, ajudando a tornar a gestão desses locais mais eficiente (KLEIN et al., 2017). Assim, essa ferramenta pode ainda auxiliar a evitar conflitos entre as árvores e mobiliários urbanos presentes na maioria das áreas verdes, como luminárias, passeios, bancos e estruturas construídas (KLEIN et al., 2017; VIEZZER et al., 2019).

Analisando as alterações morfométricas de espécies florestais plantadas em calçadas de Curitiba, Bobrowski e Biondi (2017) verificaram que o formal de copa das espécies *Tipuana tipu* e *Lagerstroemia indica* foi o único índice morfométrico que apresentou diferença significativa entre as árvores sob rede de distribuição de energia e árvores sem a influência dessa estrutura. De acordo com os autores, essas alterações derivam das práticas de poda realizadas nessas espécies.

2.2.3 Ferramentas aplicadas à análise do potencial de risco de árvores

Algumas ferramentas e tecnologias vem sendo utilizadas para complementar a análise visual de risco, que é o método mais simples, antigo e econômico para a avaliação das árvores urbanas (LINHARES et al., 2021).

Segundo van Haaften et al. (2021), as avaliações visuais de risco de árvores urbanas são subjetivas, pois variam de acordo com a experiência, treinamento e opiniões pessoais dos avaliadores. Assim, os autores defendem a utilização de métodos objetivos de avaliação de risco de árvores, apoiados em análises estatísticas, visando melhorar a precisão do diagnóstico de risco.

Recentemente, a avaliação de risco de árvores é suportada por testes estatísticos mais complexos, envolvendo técnicas de aprendizado de máquina, por exemplo (KABIR; GUIKEMA; KANE, 2018). No entanto, vários outros métodos já vinham sendo utilizados nesse tipo de análise, como técnicas de sensoriamento remoto e a aplicação de modelos matemáticos (VAN HAAFTEN et al., 2021).

A exemplo dessas técnicas, Kontogianni, Tsitsoni e Goudelis (2011) usaram ferramentas estatísticas para criar um índice empírico ou modelo matemático por meio do qual fosse possível estabelecer a correlação entre a estabilidade das árvores

urbanas e as suas características silviculturais. Os autores constataram que a proporção de copa, a altura da árvore e o índice de assimetria da copa foram as variáveis que mais influenciaram a estabilidade das árvores estudadas.

2.2.4 Espécies arbóreas mais susceptíveis à queda em Curitiba

De acordo com algumas pesquisas científicas, as espécies que apresentaram maior frequência de registros de quedas e autorizações de corte emitidas pela prefeitura municipal nos últimos 20 anos na cidade de Curitiba foram *Tipuana tipu*, *Jacaranda mimosifolia*, *Erythrina falcata*, *Melia azedarach* e *Ligustrum lucidum* (KLECHOWICZ, 2001; CUQUEL; MIELKE; CAMPANHOLO, 2011; SILVA et al., 2019; SILVA et al., 2020a). Estas são espécies amplamente utilizadas na arborização urbana de muitas cidades brasileiras, sendo que, dentre elas, apenas *E. falcata* é nativa do Brasil, enquanto *M. azedarach* e *L. lucidum* são consideradas espécies exóticas invasoras do estado do Paraná (INSTITUTO ÁGUA E TERRA (IAT), 2020) e também por meio do decreto municipal número 473, de 5 de junho de 2008, da prefeitura de Curitiba (CURITIBA, 2008).

2.2.4.1 *Tipuana tipu*

Tipuana tipu (Benth.) O. Kuntze, conhecida popularmente por tipuana ou Amendoim-Acácia, pertencente à família Fabaceae, sendo uma das principais espécies componentes da arborização de cidades das regiões Sul e Sudeste do Brasil (LORENZI et al., 2003). Segundo o autor, a espécie é originária da América do Sul, especificamente do norte da Argentina e da Bolívia.

Estudando as alterações na arquitetura da espécie na arborização de ruas de Curitiba, Bobrowski, Lima Neto e Biondi (2013) verificaram que *T. tipu* apresentou altura média de 16 m, DAP de 0,6 m e uma copa volumosa, com diâmetro médio de copa de 6,2 m e forma de copa considerado umbeliforme. A espécie apresenta como principal ponto positivo a elevada capacidade de promover sombreamento em virtude da sua grande área de copa (SILVA et al., 2008).

De acordo com dados do Departamento de Arborização da Prefeitura Municipal de Curitiba, *T. tipu* era a espécie arbórea mais plantada nas ruas da cidade no ano de 1999 (CURITIBA, 1999).

No entanto, devido a seu grande porte, a fragilidade da sua madeira, cuja densidade é considerada média, em torno de 0,63 g/cm³, e suas raízes invasivas, é significativo o número de registros de quedas de árvores dessa espécie, principalmente em épocas de chuvas (SILVA et al., 2019).

Realizando um diagnóstico dos acidentes com árvores na cidade de Curitiba, Klechowicz (2001) constatou que 20,1% das ocorrências de queda de galhos e árvores eram da espécie *T. tipu*, sendo esta a espécie responsável pela maior frequência de acidentes com árvores na cidade.

Diante desses problemas apresentados pela espécie, o plantio de *T. tipu* é indicado apenas para áreas verdes ou canteiros largos, onde o espaço disponível para o crescimento das raízes é maior (BIONDI; ALTHAUS, 2005). De acordo com Silva et al. (2019), o elevado potencial de risco apresentado por algumas árvores dessa espécie decorre dessa incompatibilidade do seu porte com o meio urbano, sendo este o maior motivo de sua remoção das ruas.

A exemplo disso, Bobrowski, Lima Neto e Biondi (2013), estudando as alterações na arquitetura típica de copa de *T. tipu*, verificaram que as podas de elevação, realizadas com o intuito de reduzir os conflitos entre a espécie e os equipamentos urbanos, foram as responsáveis por modificar o contorno e a forma de suas copas, prejudicando o efeito estético das mesmas.

Realizando a caracterização florística e ecológica da arborização das praças de Guarapuava, Paraná, Kramer e Krupek (2012) verificaram que *T. tipu* foi a espécie mais bem distribuída, estando presente em muitas praças. Da mesma forma, Remolli (2015) constatou que a espécie era uma das mais frequentes nas praças de Maringá, no Paraná, estando presente em 24 das 36 praças do município.

2.2.4.2 *Jacaranda mimosifolia*

Jacaranda mimosifolia D.Don (jacarandá-mimoso) pertence à família Bignoniaceae, e tem ocorrência natural na Argentina, Bolívia e Paraguai, sendo classificada como pioneira e caducifólia (BIONDI; ALTHAUS, 2005; SOUZA; FERREIRA; CALIL, 2020).

A espécie é comumente implantada no paisagismo viário e de áreas verdes em diversas cidades ao redor do mundo, devido a sua intensa e exuberante floração. No entanto, a espécie é bastante afetada pelos efeitos nocivos dos estressores

urbanos, como a poluição do ar e do solo, especialmente os exemplares em idade avançada (ROTTA; SILVA; VICENTINI, 2004).

Analisando a arborização de ruas de Curitiba, Milano (1984) constatou que os indivíduos de *J. mimosifolia* avaliados possuíram altura média de 6 m, DAP médio de 0,2 m e diâmetro de copa médio de 5 m.

De acordo com Lorenzi et al. (2003), essa espécie é muito utilizada na arborização urbana e na ornamentação de parques, pois a mesma apresenta rápido crescimento e é bastante tolerante a podas. Seus troncos tortuosos são cobertos por casca acinzentada (PASIECZNIK, 2014). Segundo o autor, a espécie tem preferência por solos franco-arenosos bem drenados, embora sobreviva em solos rasos mais pobres. A densidade da madeira é considerada alta, em torno de 0,83 g/cm³.

2.2.4.3 *Erythrina falcata*

Conhecida popularmente como corticeira, corticeira-da-serra, mulungu ou bico-de-papagaio, *Erythrina falcata* Benth. pertence à família Fabaceae e possui copa grande e globosa, com coloração verde-escuro, podendo alcançar até 20 m de altura (MARTINS, 2020). No inventário da arborização de ruas de Curitiba, Milano (1984) encontrou valores médios de 13 m de altura, 1,15 m de DAP e 7 m de diâmetro de copa.

É encontrada naturalmente no Brasil, Argentina, Bolívia, Paraguai e Peru (NEVES et al., 2006; CARVALHO, 2010). No Brasil, sua distribuição natural ocorre em Minas Gerais e entre os estados de Mato Grosso do Sul e Rio Grande do Sul, em regiões com solos drenados em encostas, ou em locais úmidos, não encharcados (CARVALHO, 2010; SAUERESSIG, 2014).

E. falcata é frequentemente encontrada na arborização de vias públicas, parques e jardins, por ser uma espécie de rápido crescimento (NEVES et al. 2006). Com uma densidade da madeira considerada baixa, em torno de 0,31 g/cm³, essa espécie possui alto valor ornamental, cujas flores vermelhas a alaranjadas são produtoras de néctar e atrativas à avifauna (CARVALHO, 2010). De acordo com Welter (2013), a espécie é indicada como planta ornamental e de sombra para ambientes amplos.

No estado do Rio Grande do Sul, todas as espécies do gênero *Erythrina* são consideradas inunes ao corte, de acordo com a Lei Estadual 9519/1992 (WELTER (2013)).

2.2.4.4 *Melia azedarach*

Popularmente conhecida com cinamomo, cinamão ou amargoseira, *Melia azedarach* L. é uma árvore caducifolia de grande porte, pertencente à família Meliaceae (LORENZI et al., 2003). Embora seja capaz de atingir de 15 a 20 m de altura, Milano (1984) constatou no inventário da arborização de ruas de Curitiba que a altura média das árvores desta espécie foi de 5,5 m, DAP de 0,6 m e diâmetro de copa médio de 5,3 m. Por outro lado, Klechowicz (2001) constatou que os indivíduos de *M. azedarach* responsáveis por acidentes com árvores em Curitiba possuíram altura média de 8,8 m.

Nativa da região nordeste da Índia, atualmente encontra-se distribuída em quase todos os países tropicais, Paquistão, Sri Lanka, Tailândia, Laos, Vietnã, Camboja, sendo extensamente cultivada na Ásia e na parte sul da América Latina (ARAÚJO et al., 2009).

Segundo Lorenzi et al. (2003), sua elevada área de copa é capaz de proporcionar boa sombra e beleza ornamental, sendo, por esse motivo, amplamente cultivada nas regiões Sul e Sudeste do Brasil, tendo seu cultivo indicado para parques e na arborização de ruas. A densidade da sua madeira é considerada baixa, em torno de 0,49 g/cm³.

No entanto, a espécie é considerada invasora no estado do Paraná (IAT, 2020), inclusive na região de Curitiba (BIONDI; PEDROSA-MACEDO, 2008), de modo que seu plantio na arborização urbana é contraindicado atualmente. Assim como grande parte das espécies exóticas invasoras, *M. azedarach* possui fácil adaptação, sendo tolerante ao calor e a solos de baixa fertilidade, apresentando crescimento rápido (LORENZI et al., 2003).

A exemplo disso, estudando as espécies exóticas invasoras na arborização de vias públicas de Maringá, no Paraná, Blum, Borgo e Sampaio (2008) constataram que *M. azedarach* está entre as espécies que possuem maior capacidade de invasão biológica.

Um levantamento realizado pela Prefeitura Municipal de Curitiba em 1999 indicou que *M. azedarach* era a 8ª espécie arbórea mais plantada nas ruas da cidade naquele ano (CURITIBA, 1999). Klechowicz (2001) constatou, dois anos depois, que esta era a segunda espécie mais envolvida em acidentes na cidade, sendo responsável por 14,4% das ocorrências de queda de galhos e árvores eram da espécie. Ao realizarem o inventário da arborização de ruas de Curitiba, Bobrowski e Biondi (2015) constataram que *M. azedarach* foi a segunda espécie exótica invasora mais frequente na cidade, atrás apenas de *L. lucidum*.

Dessa forma, analisando os motivos de corte de árvores urbanas, Silva et al. (2020a) constataram que *M. azedarach* foi a terceira espécie mais cortada nas ruas de Curitiba no período de 2013-2016. Os autores atribuem isso ao fato dessas árvores apresentarem um potencial de risco considerável, bem como por serem tóxicas, que também é um fator não apreciado em áreas públicas.

Realizando a avaliação quali-quantitativa da arborização em praças de Bagé, no Rio Grande do Sul, Rosseto et al. (2021) constataram que *M. azedarach* foi a segunda espécie mais frequentemente encontrada no estudo, de modo que 9,83% das árvores avaliadas pertenciam à espécie.

2.2.4.5 *Ligustrum lucidum*

Nativa da China, *Ligustrum lucidum* W.T.Aiton, conhecida popularmente como alfeneiro ou ligustro, pertencente à família Oleaceae, apresenta elevada capacidade regenerativa e grande produção de frutos carnosos, que se tornam atrativos para a alimentação da avifauna, sendo uma espécie muito utilizada na arborização urbana, cuja densidade da madeira é considerada média, em torno de 0,59 g/cm³ (LORENZI et al., 2003).

De acordo com o inventário realizado por Milano (1984), *L. lucidum* foi a segunda espécie encontrada em maior quantidade na arborização de ruas de Curitiba, atrás apenas de *Lagerstroemia indica* (extremosa). Os dados coletados nesse inventário mostram que a espécie apresentou altura média de 6 m, DAP médio de 0,6 m e diâmetro de copa médio de 5,5 m.

Em Curitiba, a espécie já fazia parte da arborização da cidade desde a década de 1970 e foi muito plantada até a década de 1980 (BIONDI; ALTHAUS, 2005). No entanto, nas regiões de Floresta Ombrófila Mista (FOM), no Sul do Brasil, *L. lucidum*

já foi diagnosticada por diversos autores como uma espécie exótica invasora em fragmentos florestais (CORDEIRO; RODRIGUES, 2007; SONEGO; BACKES; SOUZA, 2007; GUIDINI et al., 2014).

De acordo com Vantroba (2019), espécies invasoras, como *L. lucidum*, são consideradas um dos maiores problemas ecológicos da atualidade, tendo em vista que a sua proliferação afeta a conservação da biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas. A exemplo disso, Mielke (2012) constatou que 37% do total de indivíduos presentes em unidades de conservação da cidade de Curitiba pertenciam a espécie *L. lucidum*, sendo esta a espécie exótica mais frequente em UC's no município.

Assim como a tipuana, atualmente o alfeneiro também não é mais plantado nas ruas de muitas cidades brasileiras por ser uma espécie invasora que apresenta rápido crescimento, competindo e impedindo a regeneração de plantas nativas (BIONDI; ALTHAUS, 2005). Além disso, os autores destacam que a espécie possui raízes superficiais que geralmente podem levantar as calçadas. Esses motivos contribuíram para *L. lucidum* e *T. tipu* serem as espécies mais cortadas nas ruas de Curitiba no período de 2013 a 2016, representando juntas, cerca de 30% do total das árvores suprimidas na cidade (SILVA et al., 2020a).

A exemplo disso, Klechowicz (2001) constatou que *L. lucidum* é a terceira espécie envolvida no maior número de ocorrências relacionadas à queda de galhos ou de árvores na arborização urbana de Curitiba, concentrando 6,5% de todas as ocorrências.

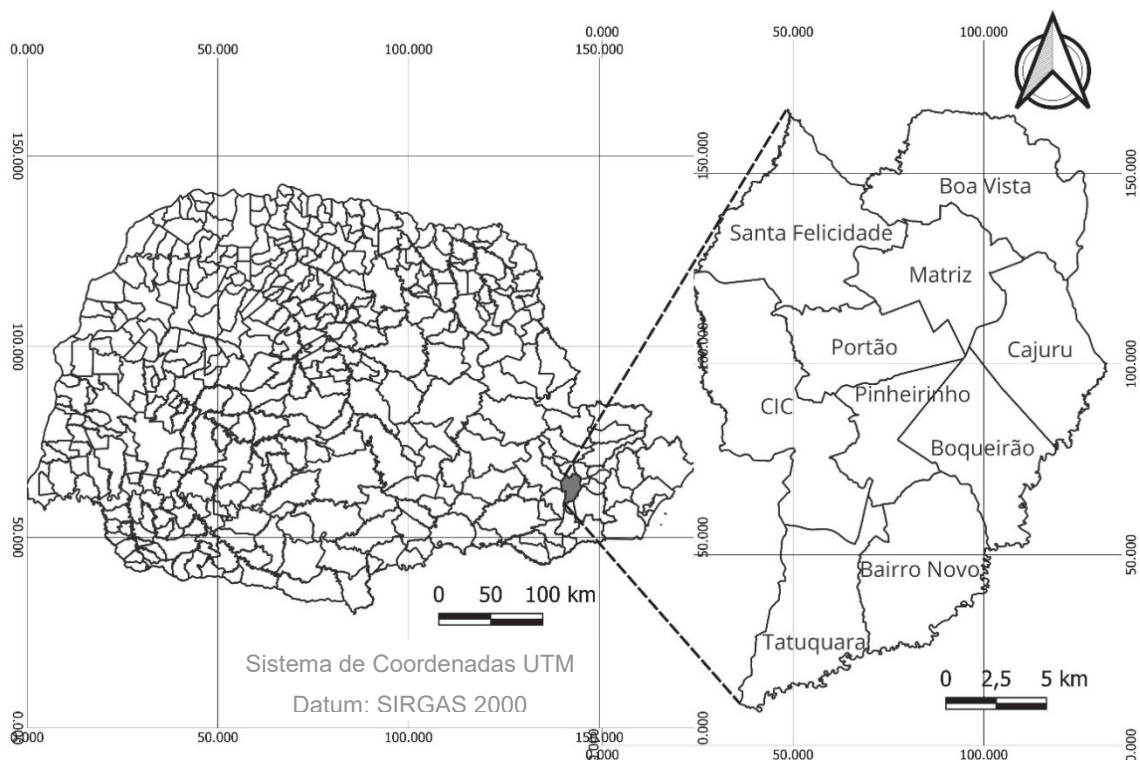
Embora atualmente a espécie não seja plantada em muitas cidades, Loboda et al. (2005) verificaram que *Ligustrum lucidum* é a espécie mais frequente em áreas verdes e espaços públicos do Município de Guarapuava, no Paraná, representando 38,27% do total de árvores avaliadas. Da mesma forma, Rosseto et al. (2021) constataram que esta foi a espécie mais encontrada nas praças de Bagé, no Rio Grande do Sul, sendo que 11,44% do total de árvores avaliadas pertenciam à espécie.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A presente pesquisa foi realizada na cidade de Curitiba, capital do estado do Paraná, situado na região Sul do Brasil (IPPUC, 2021). O marco zero da cidade localiza-se na Praça Tiradentes ($25^{\circ}25'46,89''$ S e $49^{\circ}16'16,56''$ W), a 934,6 m de altitude (IPPUC, 2021). Com uma área total de 435,27 Km² e população estimada em 1.963.726 pessoas para o ano de 2021, a densidade demográfica estimada do município é de 4.511 hab/Km² (IBGE, 2012). Com extensão norte-sul de 33 km e leste-oeste de 21 km, Curitiba se subdivide em 75 bairros inseridos dentro de 10 unidades administrativas, chamadas de regionais, de acordo com a FIGURA 1 (CURITIBA, 2021).

FIGURA 1 – LOCALIZAÇÃO DAS REGIONAIS DE CURITIBA, PARANÁ



FONTE: O autor (2022).

NOTA: À esquerda, a localização do município de Curitiba em relação ao estado do Paraná, e à direita, a localização das regionais do município de Curitiba.

De acordo com a classificação climática de Köppen-Geiger, o clima predominante da região é do tipo Cfb - Subtropical Úmido Mesotérmico, caracterizado por apresentar verões frescos e invernos com geadas frequentes, sem estação seca definida, com média anual de temperatura de 17 °C e umidade relativa do ar mensal média de 85%, e precipitação anual média variando entre 1.300 e 1.500 mm (INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ (IAPAR), 2019).

Com vegetação característica do bioma Mata Atlântica, Curitiba apresentava originalmente áreas de Floresta Ombrófila Mista (FOM) e Campos Naturais (INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL (IPARDES), 2017).

A área correspondente à floresta urbana de Curitiba compreende 43,69% do território do município, dos quais 34,70% compõem sua floresta urbana particular e outros 8,98% representam à floresta urbana pública (GRISE; BIONDI; ARAKI, 2016a). Dentre o percentual correspondente a floresta urbana pública, 4,99% compreendem a vegetação presente nas ruas, 3,23% localizam-se em áreas verdes e outros 0,76% referem-se à vegetação junto a corpos hídricos (GRISE; BIONDI; ARAKI, 2016a).

De acordo com IPPUC (2021), Curitiba possui 54 Reservas Particulares do Patrimônio Natural Municipal (RPPNM), 482 praças, 19 bosques, 46 parques, 1 Jardim Botânico, 10 Bosques de Conservação da Biodiversidade Urbana (BCBU), 2 Estações Ecológicas, e 1 Reserva da Vida Silvestre (RVS). Juntamente com outras tipologias, como jardins e largos, o total chega a 1288 áreas verdes urbanas (IPPUC, 2021).

Um levantamento da Prefeitura Municipal de Curitiba mostrou que em 2018, a cidade possuía aproximadamente 320 mil árvores em vias públicas, o que representava um índice de uma árvore para cada seis habitantes (CURITIBA, 2018).

No entanto, de acordo com Grise, Biondi e Araki (2019), a cidade apresenta um índice espacial de floresta urbana pública de 22,28 m²/hab, sendo que o índice cai para 8,01m²/hab considerando apenas as áreas verdes públicas do município.

3.1.1 Escolha dos locais e das espécies analisadas

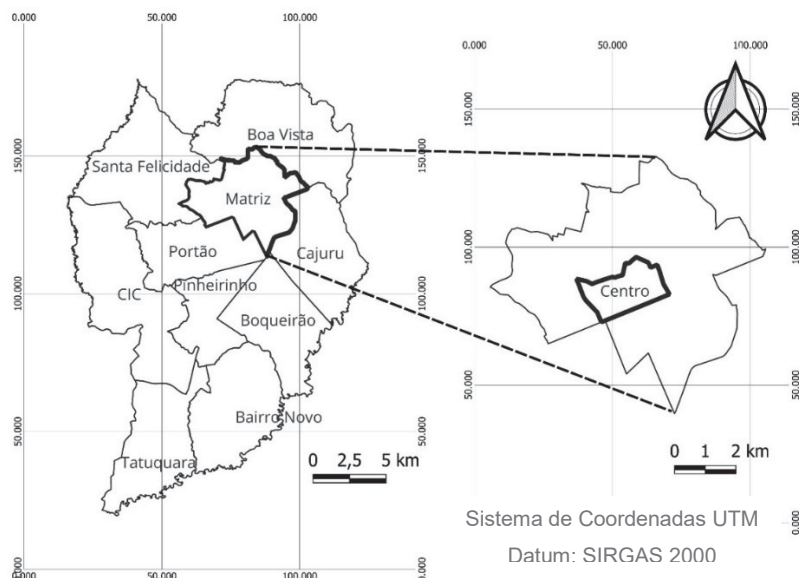
Na área de estudo da pesquisa, bairro Centro de Curitiba, há um parque (Passeio Público) e 14 praças. É o segundo maior bairro em extensão territorial dentre os 18 bairros que compõem a regional administrada Matriz, com 328,30 ha, o que representa 0,76% do território municipal (IPPUC, 2013).

Dados demográficos mostram que a estimativa populacional do bairro para 2020 foi de 42.853 habitantes, o que representa 2,18% da população da cidade, com uma densidade populacional estimada para o mesmo ano de 130,53 hab/ha, sendo assim o bairro com maior densidade populacional da cidade (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE, 2012).

Em relação à sua vegetação, dados da Secretaria Municipal do Meio Ambiente (SMMA, 2010) indicam que o bairro Centro apresenta um índice de 5,24 m² de áreas verdes por habitante, e apenas 6% do seu território é coberto por áreas verdes (IBGE, 2012). Esses dados apontam que o bairro tem a menor cobertura territorial por áreas verdes dentro da regional matriz. Dessa forma, o bairro Centro é o mais populoso e também o que apresenta menor infraestrutura verde em toda a cidade.

Desse modo, essa abordagem se deu pelo fato de que o potencial de risco tende a ser especialmente maximizado nessa região da cidade, devido ao intenso fluxo de pessoas e veículos, que são os possíveis alvos em caso de queda de árvores. A localização do bairro Centro de Curitiba encontra-se na FIGURA 2.

FIGURA 2 – LOCALIZAÇÃO DO BAIRRO CENTRO, CURITIBA, PARANÁ



FONTE: O autor (2022).

NOTA: À esquerda, a localização das regionais do município de Curitiba, e à direita, a localização do bairro Centro, na Regional Matriz.

Além disso, como essas áreas verdes centrais são também as mais antigas de Curitiba, como pode ser verificado na TABELA 1, a maior parte das árvores podem estar em processo mais avançado de senescência. Assim, algumas das espécies arbóreas presentes nesses locais podem apresentar um potencial de risco considerável.

Dessa forma, busca-se conhecer não só quais fatores poderiam estar relacionados a suscetibilidade à queda dessas espécies, mas também como isso poderia explicar a queda das demais espécies que compõem a arborização das praças da cidade.

Analisou-se o risco de todas as árvores pertencentes às cinco espécies que apresentaram maior frequência de registros de quedas e autorizações de corte emitidas pela prefeitura municipal nos últimos 20 anos na cidade de Curitiba, de acordo com informações encontradas na literatura (KLECHOWICZ, 2001; CUQUEL; MIELKE; CAMPANHOLO, 2011; SILVA et al., 2019; SILVA et al., 2020a), sendo elas: *Tipuana tipu* (Benth.) Kuntze (Tipuana), *Jacaranda mimosifolia* D. Don (Jacarandá), *Erythrina falcata* L. (Corticeira), *Melia azedarach* L. (Cinamomo) e *Ligustrum lucidum* W.T.Ait. (Alfeneiro).

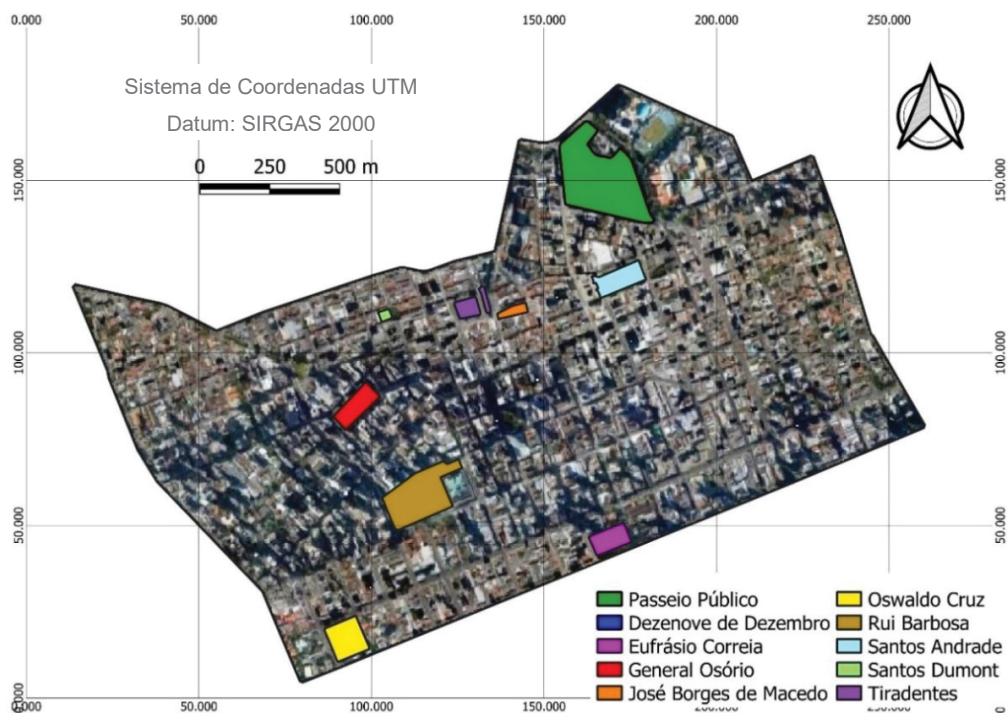
Embora estas sejam as espécies com maior número de autorização de corte, e duas delas tenham o seu plantio contraindicado por serem consideradas exóticas invasoras, como é o caso de *Melia azedarach* e *Ligustrum lucidum*, elas ainda são plantadas e estão presentes em grande quantidade na cidade, tanto na arborização de ruas quanto em áreas verdes, de acordo com levantamentos realizados na arborização de Curitiba, continuando, assim, a oferecer risco à vida dos habitantes da cidade, no caso de eventuais quedas de galhos ou tombamento das árvores. No entanto, mesmo que essas espécies não fossem mais plantadas, elas continuariam a oferecer risco, uma vez que a substituição de espécies no ambiente urbano acontece gradativamente, apenas quando alguma árvore cai ou quando a supressão de determinada árvore é inevitável.

Analisando a arborização de ruas da cidade, Milano (1984), verificou que *L. lucidum* era a segunda espécie mais frequente, enquanto *T. tipu* era a sexta e *M. azedarach* era a nona espécie mais frequente na arborização de Curitiba àquela

época. No entanto, ao atualizar o levantamento realizado em 1984, Bobrowski (2011) constatou que *L. lucidum* continuou sendo a segunda espécie mais frequente, apresentando uma redução de 17,5% no número de árvores amostradas em comparação com os dados de 1984. Enquanto isso, *T. tipu* passou a ser a quarta espécie mais frequente, com uma redução de 8,9% no número de árvores amostradas. Por fim, *M. azedarach* foi apenas a 13ª espécie mais frequente, com uma redução de 19,4% no número de árvores amostradas.

O levantamento *in loco* dos indivíduos dessas espécies no Passeio Público e nas 14 praças do bairro Centro indicou a presença de indivíduos das espécies de interesse no Passeio Público e em nove praças, que foram os locais de estudo na presente pesquisa, apresentadas na FIGURA 3.

FIGURA 3 – LOCALIZAÇÃO DAS ÁREAS VERDES AMOSTRADAS NO BAIRRO CENTRO, CURITIBA, PARANÁ



FONTE: O autor (2022).

Os indivíduos amostrados foram: 53 árvores de *T. tipu*, 32 de *J. mimosifolia*, 25 de *E. falcata*, 6 de *M. azedarach*, e 6 de *L. lucidum*, totalizando 122 árvores analisadas. Em virtude dessa discrepância entre o número de árvores analisadas para cada espécie, o teste de comparação de médias por espécie não foi realizado. A

quantidade de árvores presentes em cada área verde avaliada é apresentada na TABELA 1.

TABELA 1 – ÁREA TOTAL E NÚMERO DE ÁRVORES ANALISADAS POR ESPÉCIE EM CADA UM DOS LOCAIS DE ESTUDO.

Nº	Área Verde	Ano de Criação	Área Total (m ²)	<i>T.t</i>	<i>J.m.</i>	<i>E.f.</i>	<i>M.a.</i>	<i>L.l.</i>	Total
1	Passeio Público	1886	69.285	-	30	3	1	1	35
2	Eufrásio Correia	1912	11.500	27	2	6	-	-	35
3	Rui Barbosa	1913	22.905	12	-	8	4	-	24
4	Oswaldo Cruz	1959	15.850	3	-	-	-	5	8
5	José Borges de Macedo	1898	2.440	6	-	-	-	-	6
6	Dezenove de Dezembro	1953	18.605	-	-	4	1	-	5
7	Santos Andrade	1901	12.700	-	-	3	-	-	3
8	General Osório	1914	12.700	3	-	-	-	-	3
9	Santos Dumont	1933	1.700	2	-	-	-	-	2
10	Tiradentes	1880	7.200	-	-	1	-	-	1
Total			174.885	53	32	25	6	6	122

FONTE: O autor (2022).

NOTA: *T.t.*: *Tipuana tipu*; *J.m.*: *Jacaranda mimosifolia*; *E.f.*: *Erythrina falcata*; *M.a.*: *Melia azedarach*; *L.l.*: *Ligustrum lucidum*.

3.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

A avaliação do potencial de risco das árvores foi feita por meio da aplicação do protocolo adotado pela Sociedade Internacional de Arboricultura - *ISA Basic Tree Risk Assessment Form* - Formulário Básico de Avaliação de Risco das Árvores (INTERNATIONAL SOCIETY OF ARBORICULTURE, ISA, 2017). Esse é um dos protocolos mais utilizados para a identificação, análise e avaliação do potencial de risco de árvores atualmente. Vale ressaltar que a avaliação de risco foi realizada pelo autor da presente pesquisa, um engenheiro florestal formado, sendo este um profissional habilitado e que já realizou avaliações de risco de queda de árvores anteriormente.

Esse protocolo serve como um guia para coletar e registrar informações sobre a avaliação de risco, incluindo a avaliação dos alvos e os fatores locais (ISA, 2017). Nele constam uma série de possíveis defeitos, os quais devem ser marcados mediante a constatação da sua presença nas árvores, conforme consta no ANEXO 1.

Já o cálculo dos índices morfométricos convencionais e o estabelecimento do novo índice morfométrico proposto foram realizados a partir das mesmas variáveis

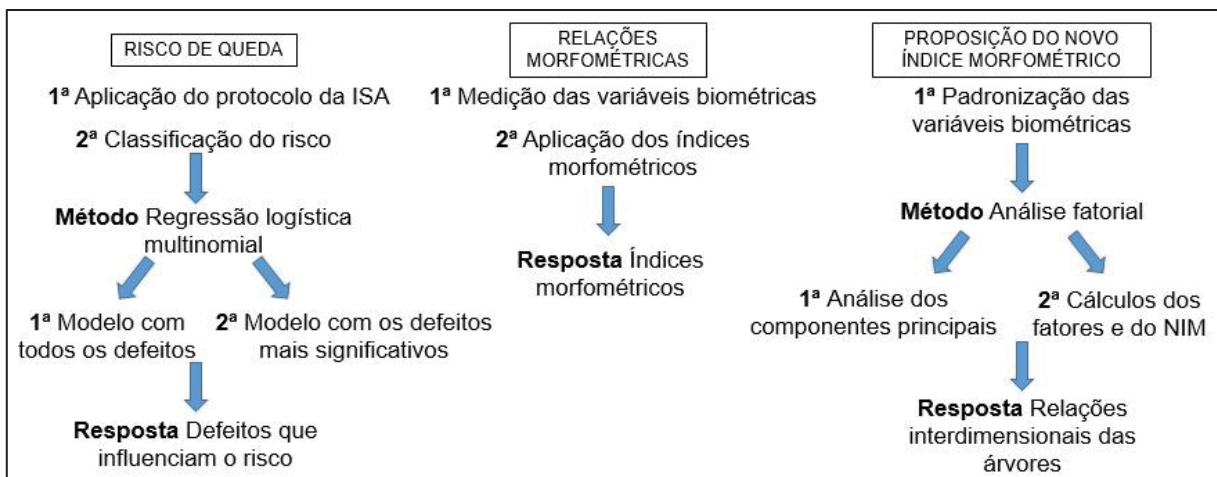
biométricas coletadas em campo, sendo elas: altura total (AT) e comprimento de copa (CC), obtida com o auxílio de hipsômetro; os quatro raios de projeção da copa: raio de copa norte (RCN), raio de copa sul (RCS), raio de copa leste (RCL) e raio de copa oeste (RCO), que serviram como base para a determinação do diâmetro da copa (DC), compreendido pela média dos diâmetros correspondentes aos eixos norte-sul e leste-oeste da projeção da copa; e circunferência à altura do peito (CAP), posteriormente transformado para diâmetro à altura do peito (DAP), obtidas com o auxílio de trena métrica.

A regressão logística multinomial realizada para a determinação dos defeitos que mais influenciam o potencial de risco das árvores e a análise fatorial para a determinação do novo índice morfométrico proposto foram realizadas no *software* estatístico IBM SPSS® *Statistics*, versão 20.0.

As coletas de todos os dados foram realizadas entre os meses de maio e setembro de 2021.

Para o melhor entendimento de todas as etapas da pesquisa, foi elaborado um fluxograma das atividades, apresentado na FIGURA 4.

FIGURA 4 – FLUXOGRAMA DOS PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS DA TESE



FONTE: O autor (2022).

3.2.1 Análise dos defeitos e do potencial de risco de árvores nas áreas verdes

O formulário da ISA categoriza o risco das árvores de acordo com a probabilidade de ruptura, as consequências de ruptura e a probabilidade de impacto

associadas aos defeitos presentes em cada uma das três partes da árvore: copa, tronco e raízes. Desse modo, quanto maior a quantidade e intensidade de defeitos presentes observados, maior será a categoria de risco da parte da árvore, considerando a mesma exposição dos alvos que podem vir a serem atingidos.

A probabilidade de ruptura de uma árvore é definida de acordo com a quantidade e/ou o grau de intensidade dos defeitos ou danos visíveis presentes nas árvores, sendo este o aspecto mais influente e o foco principal da avaliação de risco de uma árvore (KOESER et al., 2017; KOESER; SMILEY, 2017).

Para todas as árvores avaliadas, as consequências de ruptura foram consideradas como significativas, visto que os danos causados provavelmente seriam moderados ou altos, inclusive com potencial risco à vida, devido ao fluxo intenso de pessoas e/ou veículos verificado nos locais de estudo, conforme sugerido pela ISA (2017).

Da mesma forma, definiu-se que a probabilidade de impacto seria alta, uma vez que as árvores ou galhos que possivelmente vierem a se romper, provavelmente irão impactar ao menos um dos alvos presentes nas praças, sejam pessoas, veículos e/ou estruturas urbanas (ISA, 2017).

A padronização dessas variáveis pode ser ainda respaldada no fato de que, de acordo com Duntemann e Stuart (2016), estudos mais profundos sobre conceitos de mensuração de riscos sugerem que as atuais escalas ordinais de classificação de risco, baseadas nas consequências de ruptura e na probabilidade de impacto, criam uma dependência excessiva de interpretações extraídas destas, ou, em outras palavras, são muito subjetivas. Segundo os mesmos autores, outra dificuldade em definir com clareza a probabilidade de impacto e as consequências de ruptura parte do fato de que a presença de alvos e a sua localização também variam ao longo do tempo.

Em contraste com a probabilidade de queda, a probabilidade de impacto e as consequências da ruptura tem recebido menos atenção dos pesquisadores, uma vez que essas duas últimas variáveis são consideradas como barreiras para tornar as avaliações de risco mais reprodutíveis (KOESER; SMILEY, 2017), tendo em vista que, segundo os mesmos autores, algumas pesquisas indicam uma série de inconsistências na determinação da probabilidade de impacto e nas consequências de ruptura entre arboristas dos mais variados níveis de experiência. Da mesma forma, segundo Klein et al. (2019), essa incerteza em determinar com precisão a

probabilidade de impacto e as consequências da ruptura é a maior fonte provável de variação na determinação do grau de risco das árvores entre os arboristas.

Além disso, estabelecer com exatidão a taxa de fluxo de pessoas nos locais de estudo por meio da contagem de tráfego foi inviável, uma vez que o acesso às áreas verdes da cidade estava limitado em virtude das restrições impostas pela pandemia de COVID-19 na época da coleta dos dados. Assim, já que é difícil distinguir entre as categorias de risco propostas para estas variáveis, faz sentido considerar que as probabilidades de impacto e as consequências de ruptura seriam altas e significativas para todas as árvores, uma vez que a circulação de pessoas é livre no entorno próximo de todas as árvores.

Após estabelecer a probabilidade de ruptura e a probabilidade de impacto de cada parte, essas informações são cruzadas conforme a matriz de probabilidade apresentada na TABELA 2, cujo o produto é chamado de Categoria de ruptura e impacto.

TABELA 2 – MATRIZ 1 (MZ 1) - MATRIZ DE PROBABILIDADE DE RISCO DE QUEDA

Probabilidade de ruptura	Probabilidade de Impactar o alvo			
	Muito baixo	Baixo	Médio	Alto
Iminente	Improvável	Pouco provável	Provável	Muito provável
Provável	Improvável	Improvável	Pouco provável	Provável
Possível	Improvável	Improvável	Improvável	Pouco provável
Improvável	Improvável	Improvável	Improvável	Improvável

FONTE: ISA (2017).

Em seguida, o resultado dessa primeira matriz foi cruzado com as consequências de ruptura, por meio da matriz de escala de risco ou Matriz 2 (TABELA 3), que define a escala de risco de cada parte da árvore.

TABELA 3 – MATRIZ 2 (MZ 2) - MATRIZ DE ESCALA DE RISCO DE CADA PARTE DA ÁRVORE.

Probabilidade de ruptura e impacto (Mz 1)	Consequências de ruptura			
	Insignificante	Pequena	Significante	Severa
Muito provável	Baixo	Moderado	Alto	Extremo
Provável	Baixo	Moderado	Alto	Alto
Pouco provável	Baixo	Baixo	Moderado	Moderado
Improvável	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo

FONTE: ISA (2017).

Por fim, a classificação geral de risco da árvore foi dada pela maior escala de risco presente entre suas partes (ISA, 2017).

3.2.1.1 Análise da classificação de risco

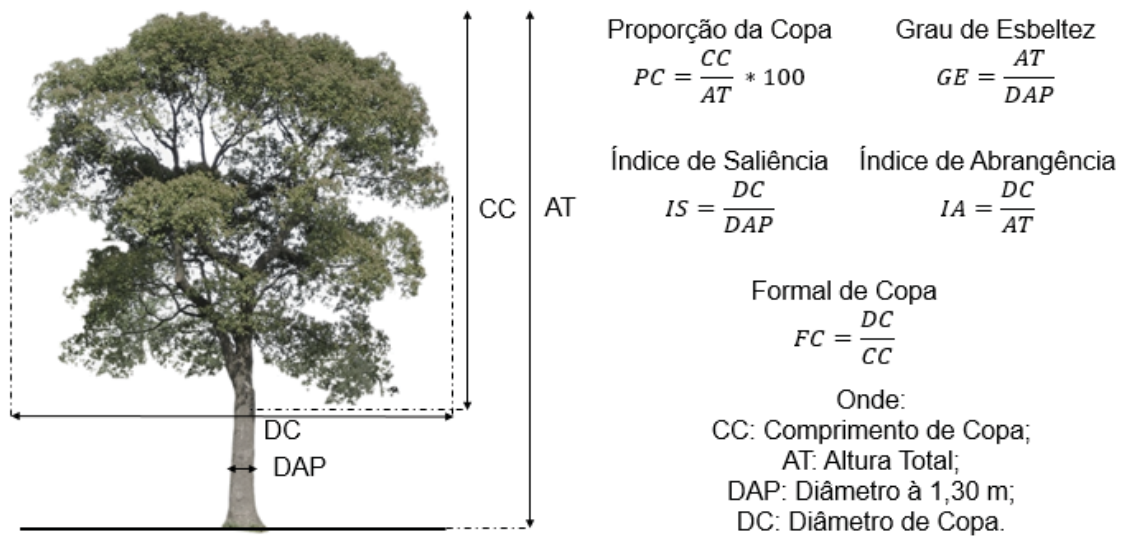
Com o objetivo de verificar quais defeitos encontrados nas árvores estão mais relacionados à sua respectiva classe de risco, foi ajustado um modelo de regressão logística multinomial. O ajuste foi realizado em duas etapas, sendo que a variável resposta foi a classe de risco atribuída a cada árvore avaliada e as variáveis preditoras foram os defeitos encontrados nas árvores.

Na primeira etapa de aplicação do teste, verificou-se a porcentagem de acerto do modelo de regressão considerando todos os defeitos presentes nas árvores, que são as variáveis independentes do modelo. Na segunda etapa, as variáveis foram retiradas uma a uma do modelo, de modo que as variáveis que não influenciavam a taxa de acerto da classificação de risco em mais de 5% foram retiradas. A avaliação do modelo foi realizada por meio da matriz de confusão. Desse modo, foi possível simplificar o protocolo, permitindo a categorização do risco das árvores estudadas apenas por meio das variáveis (ou defeitos) mais importantes, ou seja, aqueles que mais influenciam o potencial de falha dessas árvores.

3.2.2 Análise morfométrica das árvores nas áreas verdes

Posteriormente à coleta das variáveis biométricas em campo, realizou-se o cálculo de cinco índices morfométricos: proporção da copa (PC), grau de esbeltez (GE), índice de saliência (IS), índice de abrangência (IA) e formal de copa (FC). Esses índices demonstram as relações interdimensionais das árvores (DURLO; DENARDI, 1998). As equações de cálculo dos índices são apresentadas na FIGURA 5.

FIGURA 5 – ÍNDICES MORFOMÉTRICOS UTILIZADOS PARA ANÁLISE DAS ÁRVORES NAS PRAÇAS DA REGIÃO CENTRAL DE CURITIBA, PARANÁ



FONTE: Adaptado de Bobrowski e Biondi (2017).

A proporção de copa (PC) indica a qualidade da oferta de benefícios ambientais, em função da proporção entre a quantidade de fitomassa foliar e a altura total da árvore, indicando a fração (%) que a copa abrange da árvore (ORELLANA et al., 2008; BOBROWSKI, 2015).

O grau de esbeltez (GE) expressa o nível de estabilidade da árvore, de modo que quanto mais alto o grau de esbeltez, mais instável é a árvore, uma vez que esse índice estabelece a relação entre a altura total da árvore e o seu DAP (SILVA et al., 2017).

O índice de saliência (IS) indica quantas vezes o diâmetro de copa é maior que o DAP e pode facilitar o planejamento do espaçamento entre as árvores, buscando o máximo crescimento e fornecimento de benefícios (ORELLANA et al., 2008; BOBROWSKI, 2015).

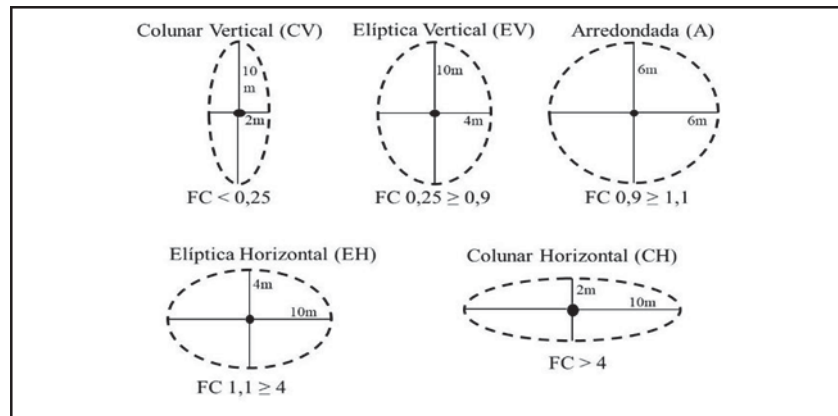
O índice de abrangência (IA) é expresso pela razão entre o diâmetro de copa e a altura total da árvore, e pode auxiliar no planejamento da substituição gradativa das árvores (BOBROWSKI, 2015).

Por fim, o formal de copa, caracterizado pela razão entre o diâmetro e o comprimento da copa, refere-se ao grau de achatamento da copa, podendo indicar a ocorrência de práticas inadequadas de manejo, como por exemplo podas drásticas (BOBROWSKI, 2015; HELLMANN et al., 2020).

O formal de copa (FC) foi calculado e classificado em cinco categorias, de acordo com Bobrowski e Biondi (2017): colunar vertical (FC < 0,25), elíptica vertical

(FC de 0,25 a 0,9), arredondada (FC de 0,9 a 1,1), elíptica horizontal (FC de 1,1 a 4,0) e colunar horizontal (FC > 4,0), conforme apresentado na FIGURA 6.

FIGURA 6 – CLASSES DE FORMAL DE COPA DAS ÁRVORES



FONTE: Adaptado de Bobrowski e Biondi (2017).

De acordo com Maria et al. (2020), não há valores mínimo e máximo predefinidos para esses índices, pois eles variam em função das características dimensionais de cada espécie, e das condições do ambiente onde a árvore está inserida.

Os dados foram analisados por meio de estatística descritiva e teste de correlação de Pearson ao nível de 5% de significância ($p < 0,05$), com o objetivo de verificar associações entre as variáveis morfométricas para cada espécie. Todos os valores dos índices calculados apresentaram distribuição normal.

3.2.3 Análise do novo índice morfométrico proposto

Para essa análise, gerou-se um indicador sintético para as variáveis morfométricas, o qual permitiu estabelecer um novo índice morfométrico. Para avaliar e classificar esse índice para todas as árvores analisadas, utilizou-se os fatores gerados na análise multivariada fatorial. Por meio da análise de fatores, foi possível agrupar as informações contidas nas variáveis biométricas, visando compreender o relacionamento dessas variáveis.

Dessa forma, os dados das sete variáveis coletadas foram submetidos ao teste de esfericidade de Bartlett, ao nível de 95% de probabilidade ($p < 0,05$), que indica se existe relação suficiente entre as variáveis para a criação do novo índice morfométrico (HONGYU, 2018), e também ao teste de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO), que

sugere a proporção de variância dos dados que pode estar sendo explicada por uma variável latente (HAIR et al., 2009; LORENZO-SEVA; TIMMERMAN; KIERS, 2011), para verificar a adequabilidade da amostra.

A análise de fatores foi realizada com base no método dos componentes principais a partir da matriz de correlações e os fatores foram rotacionados por meio do método Varimax, que gerou os pesos para cada fator.

Para calcular os fatores de cada árvore, foram selecionadas as variáveis originais que apresentaram correlações ou pesos iguais ou superiores a 0,4 com os fatores, uma vez que valores inferiores a 0,4 indicam que o fator gerado não apresenta correlação com as variáveis mensuradas em campo. Para o cálculo de cada um dos fatores foram utilizadas as variáveis padronizadas. O cálculo foi realizado de acordo com a EQUAÇÃO 1:

$$F_{ij} = V_{nij} \cdot P_{nij} \quad (1)$$

Onde:

F_{ij} = m-ésimo fator, do i-ésimo componente, para a j-ésima árvore;

V_{nij} = valor padronizado da n-ésima variável, do i-ésimo componente, para a j-ésima árvore;

P_{nij} = peso do m-ésimo fator, para a n-ésima variável, do i-ésimo componente.

Já o novo índice morfométrico proposto foi calculado de acordo com a EQUAÇÃO 2:

$$NIM_{ij} = \frac{F_{1ij} \cdot Var_{F1i} + F_{2ij} \cdot Var_{F2i}}{(Var_{F1i} + Var_{F2i})} \quad (2)$$

Onde:

NIM_{ij} = novo índice morfométrico do i-ésimo componente, para a j-ésima árvore;

F_{1ij} = fator F1, do i-ésimo componente, para a j-ésima árvore;

F_{2ij} = fator F2, do i-ésimo componente para a j-ésima árvore;

Var_{F1i} = variância explicada pelo fator 1 do i-ésimo componente e

Var_{F2i} = variância explicada pelo fator 2 do i-ésimo componente.

A análise dos componentes principais foi responsável por estabelecer os pesos que se correlacionaram com cada variável biométrica. Esses pesos estabelecidos para cada variável foram utilizados para o cálculo dos fatores e também do novo índice morfométrico que foi criado.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ANÁLISE DOS DEFEITOS E DO POTENCIAL DE RISCO DE ÁRVORES NAS ÁREAS VERDES

Na TABELA 4 é possível verificar a porcentagem de defeitos em cada uma das três partes das árvores (copa, tronco e raízes), mostrando que, para as espécies *T. tipu*, *J. mimosifolia*, *E. falcata* e *L. lucidum*, a parte com maior proporção de defeitos foi a copa. Essa tabela mostra que, para as três primeiras espécies, a quantidade de defeitos diferiu significativamente entre a copa, o tronco e as raízes, enquanto para *L. lucidum*, o número de defeitos da copa não diferiu consideravelmente do número de defeitos no tronco e nas raízes.

Por outro lado, para *M. azedarach*, a proporção de defeitos na copa e no tronco foram semelhantes, mas as mesmas foram consideravelmente maiores do que a proporção de defeitos nas raízes da espécie.

De maneira geral, a proporção de defeitos encontrados nas raízes foi menor em comparação com as outras partes das árvores, sendo que o número de defeitos nessa parte da árvore não variou consideravelmente entre as espécies estudadas.

TABELA 4 – PORCENTAGEM DE DEFEITOS EM CADA UMA DAS TRÊS PARTES DAS ÁRVORES COMPONENTES DAS ÁREAS VERDES NA REGIÃO CENTRAL DE CURITIBA, PR.

Espécie	Média de defeitos (%)		
	Copa	Tronco	Raízes
<i>T. tipu</i>	64	27	9
<i>J. mimosifolia</i>	60	30	10
<i>E. falcata</i>	57	33	10
<i>M. azedarach</i>	44	44	12
<i>L. lucidum</i>	50	38	12
Total	60	30	10

FONTE: O autor (2022).

A ocorrência do maior número de problemas na copa ocorre pelo fato desta parte da árvore ser a mais volumosa e visível das árvores, onde o número de defeitos a serem encontrados tende a ser maior, em comparação com o tronco e as raízes.

No entanto, nem sempre existe relação entre o número de defeitos apresentados por cada árvore e a sua categoria de risco, pois uma árvore pode

apresentar risco elevado mesmo tendo poucos defeitos, se estes forem expressivos, e por outro lado, uma árvore com vários defeitos pode apresentar risco baixo, se estes estiverem sendo expressos em menor intensidade (IVASKO JÚNIOR et al., 2019).

Em árvores maiores, com copas grandes e densas, o potencial de risco pode ser maior, visto que o sistema radicular e o tronco podem não suportar o porte elevado da árvore e sucumbirem, principalmente sob tempestades com ventos fortes (KANE, 2008; CASTRO et al., 2019).

Dessa forma, é importante buscar alternativas para minimizar os problemas encontrados na copa, uma vez que esta parte das árvores é a responsável pela oferta de diversos serviços ecossistêmicos, como a manutenção das propriedades do solo, e a regulação microclimática (BOBROWSKI, 2015).

Embora a maior parte dos defeitos tenha sido encontrada nas copas, os defeitos nos troncos são os mais acessíveis para a identificação, por estarem próximos ao campo de visão do avaliador, uma vez que a identificação minuciosa de defeitos na copa, especialmente em árvores mais altas, pode ser dificultada pela distância (IVASKO JÚNIOR et al., 2019).

Por outro lado, a presença de poucos defeitos nas raízes está relacionada ao fato de que a constatação de problemas nessa parte das árvores é dificultada, já que a constatação de problemas no sistema radicular das árvores se limita àqueles visíveis acima do solo. Essa constatação corrobora os resultados verificados por Kane (2008), que, avaliando a queda de árvores após uma tempestade de vento em Massachusetts, verificaram que 82% das árvores arrancadas não tinham defeitos visíveis nas raízes.

Apesar de pouco observados, os defeitos nas raízes podem indicar condições críticas de risco, uma vez que o tombamento da árvore inteira, em virtude de problemas no sistema radicular é um dos tipos mais comuns de defeitos observados em árvores urbanas (KLEIN et al., 2019). De acordo com os autores, esse tipo de defeito geralmente é causado pela decomposição ou corte das raízes, ou ainda pela presença de defeitos entre a região da base do tronco e a inserção das raízes de sustentação, como cancro, fungo ou podridão do sistema radicular (CASTRO et al., 2019; KLEIN et al., 2019).

Estudando os fatores que influenciam o potencial de risco das árvores urbanas na Argentina, por meio do protocolo avaliação visual de risco da ISA, o mesmo utilizado na presente pesquisa, Castro et al. (2019) verificaram que a presença de defeitos nas raízes foi o problema mais significativo para a categorização de risco

das árvores, sendo que para cada defeito observado no colo das raízes, a probabilidade de a árvore apresentar risco alto de queda aumentava cerca de três vezes.

Foram constatados, ao todo, 38 diferentes defeitos presentes nas 122 árvores analisadas (apresentados no ANEXO 2), sendo que, destes, 17 apresentaram ocorrência superior a 10% do total das árvores analisadas. Desses 17 defeitos mais frequentes, 8 foram observados na copa, outros 6 no tronco e 3 nas raízes, conforme pode ser verificado na TABELA 5. A representação desses defeitos encontra-se na FIGURA 7.

TABELA 5 – RANQUEAMENTO DOS DEFEITOS MAIS OBSERVADOS ENTRE TODAS AS ÁRVORES ANALISADAS.

Defeitos	Presença (%)	Ausência (%)
Copa desequilibrada	92,6	7,4
Galhos mortos	91,0	9,0
Poda de limpeza	91,0	9,0
Galhos quebrados	90,2	9,8
Poda de elevação da copa	90,2	9,8
Troncos codominantes	86,9	13,1
Brotações epicórmicas na copa	69,7	30,3
Podridão do alburno no tronco	64,8	35,2
Podridão do cerne no tronco	64,8	35,2
Erva-de-passarinho	59,0	41,0
Raízes enoveladas	39,3	60,7
Soerguimento das raízes	33,6	66,4
Casca inclusa no tronco	31,1	68,9
Galhos super alongados	16,4	83,6
Cancro ou Galhas no tronco	16,4	83,6
Casca morta ou faltando no tronco	13,9	86,1
Crescimento responsivo das raízes	10,7	89,3

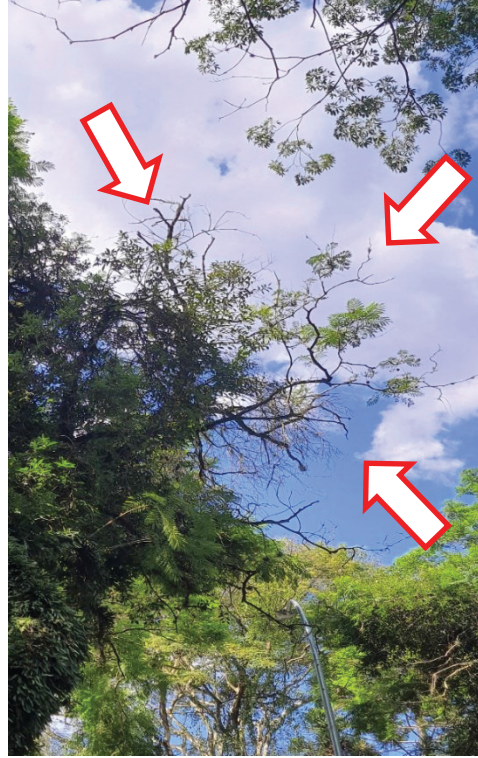
FONTE: O autor (2022).

FIGURA 7 – REPRESENTAÇÃO DOS DEFEITOS PRESENTES DE FORMA MAIS RECORRENTE ENTRE AS ÁRVORES AMOSTRADAS.

Copa desequilibrada de *J. mimosifolia*



Galhos mortos e quebrados de *J. mimosifolia*



Poda de elevação e de limpeza de *T. tipu*



Troncos codominantes de *J. mimosifolia*



Brotações epicórmicas de *J. mimosifolia*



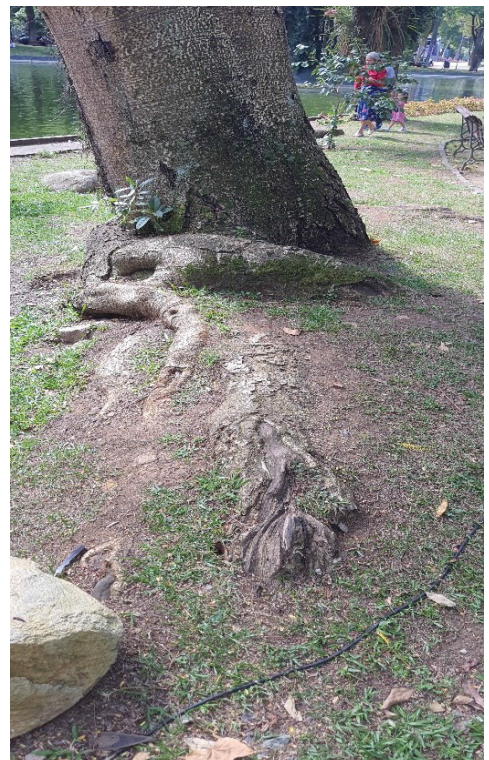
Podridões no cerne e albarno de *T. tipu*



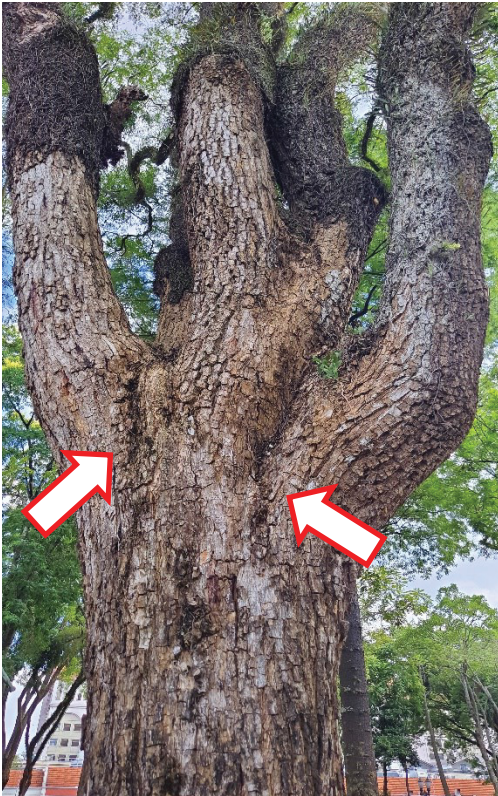
Erva-de-passarinho em *T. tipu* (G)



Soerguimento e enovelamento das raízes de *J. mimosifolia*



Casca inclusa no tronco de *T. tipu*



Cancro ou galhas no tronco de *J. mimosifolia*



Casca morta ou faltando no tronco de *E. falcata*



Crescimento responsivo das raízes de *E. falcata*



A TABELA 5 indica que os cinco defeitos mais frequentes estão presentes na copa e ocorrerem em ao menos 90% das árvores avaliadas. De acordo com Castro et al. (2019), a presença da maior parte dos defeitos nas copas das árvores pode estar associada à realização de podas mal executadas. As podas de limpeza e de elevação da copa foram, respectivamente, o terceiro e quinto defeitos mais observados nas árvores. Segundo Gilman (2011), árvores plantadas muito próximas umas das outras ou perto de uma estrutura que sombreia um lado da árvore, como foi o caso da maioria das árvores analisadas na presente pesquisa, muitas vezes podem naturalmente crescer com copas desequilibradas, à medida que os galhos se curvam em direção à luz e se afastam do lado sombreado. No entanto, muitas vezes o desequilíbrio da copa pode ser induzido por meio da realização de podas unilaterais.

Castro et al. (2019) evidenciam que podas mal executadas, a exemplo das podas unilaterais, podem fazer com que ocorra um desequilíbrio na distribuição de pesos sob determinados ramos, podendo ocasionar problemas futuros, tanto no tronco quanto nas raízes, contribuindo assim para aumentar o potencial de risco das árvores.

Embora as podas sejam uma prática importante para o cuidado e manutenção regular das árvores urbanas, ela é caracterizada em muitos protocolos de avaliação de risco como um defeito, já que muitas vezes ela é realizada de forma equivocada (PAGANOVÁ; VYHNÁLIKOVÁ, 2018).

A maior parte dos problemas relacionados à poda de árvores se deve ao fato desta atividade, na maioria das vezes, não ser executada por profissionais que conhecem as propriedades biológicas das árvores (PAGANOVÁ; VYHNÁLIKOVÁ, 2018). Isso pode causar mudanças irreversíveis, como a desestruturação da arquitetura e o desequilíbrio da copa (CASTRO et al., 2019), que inclusive foi o defeito mais observado nas árvores avaliadas no presente estudo.

Por outro lado, se realizada de forma planejada e por profissionais capacitados a poda pode favorecer a redução do risco das árvores. No caso de árvores com copas desequilibradas, a poda do lado mais denso da árvore pode voltar a equilibrar os pesos incidentes sobre a copa (GILMAN, 2011). Segundo o mesmo autor, a poda de limpeza também pode contribuir para a redução do risco das árvores, por meio da remoção de galhos mortos, doentes e quebrados.

Na pesquisa realizada por Ivasko Júnior et al. (2019), os autores constataram que os defeitos mais frequentes entre as árvores analisadas foram a presença de

galhos quebrados ou mortos e brotações epicórmicas, à exemplo do presente estudo, onde a presença desses defeitos também foi significativa. Para Coelho-Duarte et al. (2021), árvores com grande número de galhos quebrados ou mortos podem apresentar alto nível de risco, já que os galhos têm aproximadamente sete vezes mais probabilidade de se romper do que uma árvore inteira.

A segunda parte das árvores com mais defeitos foi o tronco, sendo a ausência de dominância apical o defeito mais comum nessa parte das árvores. Segundo Meilleur (2006), a frequência de queda de galhos é maior em árvores com troncos codominantes, uma vez que estas árvores possuem ramos grandes e pesados, geralmente com articulações mais fracas que o comum.

Além disso, Castro et al. (2019) verificaram que a probabilidade de atribuir um alto potencial de risco é maior para árvores que apresentam troncos codominantes, se comparadas com árvores sem codominância. Os autores especulam que isso ocorra pelo fato dessas árvores, que apresentam copas mais volumosas e esparsas, possuírem um histórico maior de danos por tempestades de vento e também de operações de poda mal executadas.

Além das condições adversas de tempo, os defeitos de árvores urbanas também podem ser causados ou acelerados por infecções microbianas, causadas pelos fungos de decomposição da madeira, que originam as podridões do cerne e do alborno das árvores (DING; HU; GU, 2020). Segundo os autores, grande parte desses fungos se alimenta de madeira morta, o que pode acelerar o processo de queda das árvores urbanas, que são naturalmente mais vulneráveis a esses patógenos, em virtude do impacto antropogênico intensificado sofrido por essas árvores.

A presença de defeitos nas raízes pode estar associada ao processo de degradação do solo urbano, que ocorre em decorrência da intervenção antrópica no ecossistema das cidades (CZAJA; KOLTON; MURAS, 2020). De acordo com os mesmos autores, isso ocasiona problemas como a compactação do solo, escassez de água devido ao escoamento superficial, alta temperatura do solo, salinidade, poluição, aumento do pH, e também deficiência de matéria orgânica e mineral, diminuindo assim sua atividade microbiana.

De acordo com Solomou et al. (2019), os problemas relacionados às raízes são mais comuns em locais onde a profundidade do solo é reduzida, como é o caso da maioria das praças localizadas nos grandes centros urbanos, e geralmente

ocorrem em árvores de grande porte, pelo fato destas apresentarem sistemas radiculares mais volumosos e profundos.

O enovelamento e o soerguimento das raízes ocorrem quando o solo não é capaz de comportar o elevado volume de raízes dessas árvores, de modo que a limitação de espaço abaixo do solo faz com que as raízes se entrelacem e busquem se desenvolver em superfície ou acima dela, o que pode vir a acarretar a quebra ou elevação do pavimento no entorno (KADIR; OTHMAN, 2012; SOLOMOU et al., 2019).

Além disso, segundo Gross (2018), a presença de defeitos entre a base do tronco e as raízes faz com que essas árvores sejam mais vulneráveis ao tombamento durante a ocorrência de ventos fortes, pois, deste modo, a ancoragem da árvore pode ser reduzida pela pequena quantidade e da modificação da arquitetura das raízes, a depender do grau de compactação do solo abaixo da árvore.

Considerando a média das porcentagens de árvores em cada categoria de risco para todas as árvores analisadas, na TABELA 6 é possível verificar a porcentagem de árvores incluídas nas três categorias de potencial de risco foi semelhante.

TABELA 6 – PORCENTAGEM DE ÁRVORES PRESENTES EM CADA CATEGORIA DE POTENCIAL DE RISCO NAS ÁREAS VERDES NA REGIÃO CENTRAL DE CURITIBA, PR.

Espécie	Classe de risco (%)		
	Baixo	Moderado	Alto
<i>Tipuana tipu</i>	28	34	38
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	22	31	47
<i>Erythrina falcata</i>	48	36	16
<i>Melia azedarach</i>	17	50	33
<i>Ligustrum lucidum</i>	67	33	0
Média	32	34,4	33,6

FONTE: O autor (2022).

Por outro lado, os resultados por espécie demonstram que a maior parte dos indivíduos de *T. tipu* e *J. mimosifolia* apresentaram alto potencial de risco, já para *E. falcata* e *L. lucidum*, a maior parte das árvores foi categorizada com baixo risco, enquanto o risco para a maioria das árvores de *M. azedarach* foi moderado.

O fato da maior parte das árvores das espécies *T. tipu* e *J. mimosifolia* apresentarem alto potencial de risco pode indicar que essas espécies apresentam baixa tolerância aos inúmeros agentes estressores que causam impacto negativo

sobre elas, como, por exemplo, a poluição do ar e a compactação do solo. De acordo com Lestari et al. (2021), entre os principais obstáculos ao desenvolvimento das árvores no ambiente urbano estão a má condição do sistema radicular, devido ao fato do solo das áreas verdes geralmente ser altamente compactado e a ocorrência de injúrias mecânicas, feridas ou cavidades em toda a árvore, assim como pode ser verificado na presente pesquisa.

Além disso, o manejo inadequado dessas espécies, como por exemplo, por consequência da realização de podas mal executadas, também constitui um fator importante para a desestabilização estrutural das árvores, podendo aumentar consideravelmente o seu potencial de risco (DURYEA; KAMPF, 2007).

O alto potencial de risco apresentado pelas árvores de *T. tipu* pode ter relação com o resultado encontrado na pesquisa realizada por Silva et al. (2019), na qual constatou-se que esta foi a espécie com mais número de autorizações de corte no período de 2013 a 2016 na cidade de Curitiba, em virtude da incompatibilidade do seu porte com os equipamentos urbanos.

A exemplo disso, Xie et al. (2021), verificaram que alguns indivíduos da espécie *J. mimosifolia* também tendem a apresentar incompatibilidade com os locais onde são plantados. Estudando a adequação climática da espécie em cidades chinesas, os autores constataram a queda de uma elevada quantidade de árvores de *J. mimosifolia* plantadas em ruas e áreas verdes nos últimos anos.

Embora a falta de espaço e o porte elevado não seja um problema tão frequente para o desenvolvimento dos indivíduos das espécies *T. tipu* e *J. mimosifolia* nas áreas verdes em comparação com as árvores integrantes da arborização de ruas (PRETZSCH et al., 2021), alguns fatores intrínsecos às espécies podem justificar o elevado potencial de risco dessas árvores. Dentre esses fatores, destaca-se a característica dessas espécies em apresentar o desenvolvimento superficial do sistema radicular, levantando calçadas ou interferindo na passagem de pedestres (BIONDI; ALTHAUS, 2005).

Além das propriedades físicas das raízes, a ancoragem do sistema radicular depende das características do solo e também da profundidade em que as raízes crescem (STUBBS; COOK; NIKLAS; 2019). De acordo com esses autores, o tipo de defeito mais comum é a falha do tecido radicular próximo ao nível do solo.

Além destes fatores, a elevada suscetibilidade à erva-de-passarinho e à ocorrência de rachaduras no tronco, assim como a frequente queda de galhos,

principalmente em condições adversas de tempo, como em vendavais, ajudam a explicar o alto risco apresentado pelas árvores de *T. tipu* e *J. mimosifolia* (BIONDI; ALTHAUS, 2005). Apesar disso, *T. tipu* e *J. mimosifolia* apresentam densidade da madeira considerada entre média e alta, com valores de 0,63 g/cm³ e 0,83 g/cm³, respectivamente (CARVALHO, 2010).

Embora a maior parte das árvores de *T. tipu* tenham apresentado alto potencial de risco, de acordo com o exposto na TABELA 6, essa foi a espécie que apresentou um número semelhante de árvores distribuídas entre as categorias de baixo, moderado e alto potencial de risco. De acordo com Ivasko Júnior et al. (2019), as árvores com alto potencial de risco requerem um monitoramento mais preciso e frequente, já que a intensidade dos defeitos associados a elas tende a ser maior e, dessa forma, sua probabilidade de queda pode aumentar rapidamente com o passar do tempo. Dessa forma, a manutenção preventiva pode prolongar a vida útil das árvores no ambiente urbano, proporcionando maiores benefícios e aumentando o valor das áreas verdes (SAAVEDRA-ROMERO et al., 2019).

Além de preservar a própria arborização, a necessidade desse monitoramento constante das árvores de alto risco se justifica pelo fato das árvores avaliadas no presente estudo estarem localizadas em locais públicos que concentram grande fluxo de pessoas. De acordo com Conceição, Samolão e Santana (2017), o potencial de risco pode ser considerado maior quando envolve vidas humanas. Dessa forma, o potencial de risco atribuído a cada árvore pode ser mais influenciado pela presença dos alvos do que pelas próprias características ou condições das árvores.

Sendo assim, embora Martelli e Barbosa Junior (2010) defendam que a permanência de qualquer árvore no meio urbano seja estendida até que elas forneçam o máximo de benefícios ao ambiente e às pessoas, visando elevar a relação custo-benefício da árvore, em alguns casos mais extremos, indivíduos que apresentam alto potencial de risco devem ser substituídos ou até mesmo suprimidos.

No entanto, vale ressaltar que a decisão de remover ou não determinada árvore com alto potencial de risco depende do grau de perigo associado a cada indivíduo. Observa-se que geralmente a necessidade de remover cada árvore estará diretamente relacionada com a intensidade dos defeitos por ela apresentados (TERHO, 2009). De acordo com Silva et al. (2020a), os principais fatores relacionados à remoção de árvores no meio urbano são o conflito da árvore com o local e os problemas fitossanitários. Por outro lado, dentre os fatores abióticos, o vento é um dos

que mais contribui para o aumento da suscetibilidade ao rompimento das árvores (DURYEA; KAMPF, 2007).

Segundo Ivasko Júnior et al. (2019), as árvores com baixo e moderado potencial de risco são estruturalmente mais estáveis, não necessitando da avaliação aprimorada por equipamentos para análises internas da árvore, uma vez que a probabilidade de queda da árvore seria significativa apenas em condições climáticas extremas. Da mesma forma, para Coelho-Duarte et al. (2021), árvores que apresentam risco baixo e moderado não necessitam de tratamentos silviculturais, uma vez que sua condição de desenvolvimento é aceitável.

Embora o ambiente urbano possa ser considerado um local hostil ao desenvolvimento das árvores, em virtude das altas temperaturas e da compactação e saturação do solo (ZHANG et al., 2020), algumas espécies são mais adaptadas a essas condições adversas do que outras, como é o caso de *M. azedarach* e *L. lucidum*, devido ao fato destas serem espécies exóticas invasoras ao ecossistema da região. Assim, essa adaptação de certas espécies aos obstáculos oferecidos pelas cidades ao desenvolvimento das árvores faz com que o risco apresentado pelos indivíduos destas espécies seja baixo.

Além disso, o baixo potencial de risco apresentado pelas árvores de *L. lucidum* pode ser explicado pelo fato desta ser uma espécie exótica altamente adaptada às condições urbanas, por possuir crescimento rápido e resistência a baixas temperaturas (GUILHERMETTI et al., 2013). De Juana (2009) destaca que *L. lucidum* é descrita na literatura como um arbusto ou árvore pequena de até 15 metros de altura, uma vez que a espécie tem o hábito de ramificar que é característico de arbustos. Dessa forma, seu porte também pode favorecer a sua estabilidade.

Embora a maior parte das árvores de *L. lucidum* avaliadas no presente estudo tenham apresentado baixo potencial de risco, Cuquel, Mielke e Campanholo (2011) constataram em sua pesquisa que essa foi a espécie com maior número de autorizações de corte emitidas pela prefeitura. De acordo com os autores, os principais problemas que favoreceram essas autorizações foram o comprometimento fitossanitário, e o ataque de pragas e doenças sofrido pela espécie.

Devido ao seu caráter ornamental, *L. lucidum* foi introduzida deliberadamente na região sul do Brasil entre as décadas de 1960 e 1970, sendo uma espécie frequentemente encontrada na arborização urbana de muitas cidades (GUILHERMETTI et al., 2013). Desde que entrou para a lista de espécies invasoras,

muitas cidades suspenderam o seu plantio e iniciaram sua substituição por espécies nativas.

De acordo com Pivetta e Silva Filho (2002), a probabilidade de queda é menor em árvores que apresentam algumas características específicas, como uma considerável resistência a pragas e doenças, boa resistência dos seus ramos e troncos e um sistema radicular profundo. Nesse sentido, visando reduzir o potencial de risco de suas árvores, é importante que as prefeituras priorizem o plantio de espécies nativas ou até mesmo exóticas, desde que as mudas apresentem boa qualidade e que apliquem os tratamentos silviculturais adequados (PIVETTA; SILVA FILHO, 2002).

Embora a experiência do avaliador possa influenciar significativamente na determinação do grau de risco apresentado por uma árvore, tendo em vista que a definição do risco pode ser subjetiva, principalmente com a aplicação de métodos visuais de avaliação (COELHO-DUARTE et al., 2021), a capacitação de profissionais para a avaliação de risco ainda é incipiente no Brasil, fazendo com que essa tarefa ainda seja um grande desafio aos órgãos públicos responsáveis pela gestão das árvores urbanas.

Nos EUA, dois dos profissionais mais reconhecidos por suas pesquisas envolvendo a análise de risco de árvores, Matheny e Clark (1994) já afirmavam há quase 30 anos que o treinamento de pessoas em avaliação de campo é absolutamente essencial, de modo que sejam desenvolvidos procedimentos de avaliação consistentes e normalizados.

Segundo Koeser e Smiley (2017), avaliadores mais experientes tem maior facilidade em determinar o grau de risco, uma vez que sua experiência permite associar a intensidade dos defeitos encontrados nas árvores com a probabilidade de queda que elas apresentam.

Na TABELA 7 está descrita a porcentagem de árvores de cada espécie distribuídas em suas respectivas classes de risco, para cada área verde analisada.

TABELA 7 – PORCENTAGEM DE ÁRVORES POR ESPÉCIE E POR ÁREA VERDE EM CADA CLASSE DE RISCO.

Área Verde	Classe de risco (%)		
	Baixo	Moderado	Alto
Passeio Público	17 (14 <i>J.m.</i> , 3 <i>E.f.</i>)	37 (28 <i>J.m.</i> , 3 <i>L.l.</i> , 3 <i>M.a.</i> , 3 <i>E.f.</i>)	46 (46 <i>J.m.</i>)
Eufrásio Correia	26 (14 <i>E.f.</i> , 6 <i>T.t.</i> , 6 <i>J.m.</i>)	23 (20 <i>T.t.</i> , 3 <i>E.f.</i>)	51 (51 <i>T.t.</i>)
Rui Barbosa	50 (29 <i>T.t.</i> , 17 <i>E.f.</i> , 4 <i>J.m.</i>)	33 (20 <i>T.t.</i> , 8 <i>E.f.</i> , 4 <i>M.a.</i>)	17 (8,5 <i>E.f.</i> , 8,5 <i>M.a.</i>)
Oswaldo Cruz	50 (37 <i>L.l.</i> , 13 <i>M.a.</i>)	25 (12,5 <i>T.t.</i> , 12,5 <i>L.l.</i>)	25 (25 <i>T.t.</i>)
José Borges de Macedo	67 (67 <i>T.t.</i>)	33 (33 <i>T.t.</i>)	0
Dezenove de Dezembro	20 (20 <i>E.f.</i>)	80 (60 <i>E.f.</i> , 20 <i>M.a.</i>)	0
Santos Andrade	33 (33 <i>E.f.</i>)	33 (33 <i>E.f.</i>)	33 (33 <i>E.f.</i>)
General Osório	67 (67 <i>T.t.</i>)	33 (33 <i>T.t.</i>)	0
Santos Dumont	0	100 (100 <i>T.t.</i>)	0
Tiradentes	0	100 (100 <i>E.f.</i>)	0

FONTE: O autor (2022).

NOTA: *T.t.*: *Tipuana tipu*; *J.m.*: *Jacaranda mimosifolia*; *E.f.*: *Erythrina falcata*; *M.a.*: *Melia azedarach*; *L.l.*: *Ligustrum lucidum*.

Os resultados expostos na TABELA 7 evidenciam que a praça Eufrásio Correa e o Passeio Público foram as áreas verdes com maior proporção de árvores por espécie categorizadas com alto potencial de risco. Isso pode ser explicado pelo fato destas serem as áreas verdes antigas e que, da mesma forma, podem conter as árvores mais senescentes. Com aproximadamente 70.000 m², o Passeio Público é o parque mais central de Curitiba, e foi a primeira área verde inaugurada na cidade, em 1886 (BUCCIOTTI, 2017). Da mesma forma, a praça Eufrásio Correia foi uma das primeiras a serem criadas no centro de Curitiba, em 1912 (FERRAZ, 2012).

A exemplo disso, analisando a vegetação arbórea do Passeio Público, Rotta, Silva e Vicentini (2004) estimaram que ainda existiam espécies remanescentes da época de inauguração do parque.

Ainda de acordo com as informações da TABELA 7, pode-se verificar que quase metade das árvores de alto risco presentes no Passeio Público pertencem à espécie *J. mimosifolia*. A exemplo disso, no levantamento realizado por Rotta, Silva e Vicentini (2004), os autores destacaram que alguns exemplares de *J. mimosifolia* apresentavam idade avançada e em outros se observava o efeito do estresse urbano.

Embora Rotta, Silva e Vicentini (2004) tenham constatado que 60% do total de indivíduos levantados no Passeio Público são nativos, o maior número de indivíduos por espécie é representado por espécies exóticas, de modo que *J.*

mimosifolia foi a segunda espécie com mais indivíduos presentes no local, de acordo com esse levantamento realizado em 2004. A espécie com maior número de indivíduos constatados nesse levantamento foi *L. lucidum*. No entanto, foi possível constatar que apenas um indivíduo da espécie é encontrado no interior do parque atualmente, visto que o plantio dessa espécie não é mais realizado pela prefeitura (BIONDI; ALTHAUS, 2005).

Os resultados demonstram ainda que metade das árvores de *T. tipu* encontradas na praça Eufrásio Correia apresentaram alto potencial de risco. Isso ocorre pelo fato dessa praça concentrar, sozinha, 51% de todos os indivíduos de *T. tipu* amostrados entre todas as áreas verdes.

Dessa forma, esses resultados reforçam que as espécies *T. tipu* e *J. mimosifolia* foram as que apresentaram maior proporção de árvores com alto potencial de risco, tanto considerando todas as árvores amostradas (TABELA 6), quanto separando-as por área verde (TABELA 7).

4.1.1 Análise da classificação de risco

O resultado da primeira etapa do teste de regressão logística, que considerou todos os 38 defeitos presentes nas árvores (ANEXO 2), encontra-se na TABELA 8.

TABELA 8 – CLASSIFICAÇÃO DAS ÁRVORES NAS CATEGORIAS DE RISCO POR MEIO DE REGRESSÃO LOGÍSTICA COM TODOS OS 38 DEFEITOS ENCONTRADOS NAS ÁRVORES (PRIMEIRA ETAPA).

	Classe de Risco Prevista			Porcentagem Correta
	Baixo	Moderado	Alto	
Baixo	35	4	0	89,7%
Moderado	5	35	2	83,3%
Alto	1	3	37	90,2%
Porcentagem Geral	33,6%	34,4%	32%	87,7%

FONTE: O autor (2022).

Pode-se verificar na TABELA 8 que a porcentagem geral de acerto do ajuste foi de 87,7%, sendo que, das 122 árvores analisadas, 107 foram classificadas corretamente e outras 15 foram categorizadas na classe de risco errada, considerando todos os defeitos constatados nesta pesquisa.

Embora o conjunto de dados seja formado por 122 árvores, existe uma variação alta na amostra, e por isso os dados foram utilizados somente para o ajuste, e não para a validação do modelo.

Na segunda etapa da análise de regressão logística constatou-se que, dos 38 defeitos encontrados em todas as árvores, 18 deles influenciaram consideravelmente a classificação de risco, sendo esses defeitos descritos na TABELA 9, estando 9 deles localizados no tronco, 8 na copa e 1 nas raízes.

TABELA 9 – DEFEITOS QUE INFLUENCIARAM CONSIDERAVELMENTE A CLASSIFICAÇÃO DE RISCO DAS ÁRVORES NAS ÁREAS VERDES DE CURITIBA.

Copa	Tronco	Raízes
Erva-de-passarinho (EP)	Pragas (P)	Raízes cortadas ou com danos (RCD)
Copa desequilibrada (CD)	Casca morta ou faltando (CMF)	
Galhos mortos (GM)	Troncos codominantes (TC)	
Poda de limpeza (PL)	Podridão do alburno (PA)	
Poda de elevação (PE)	Textura anormal da casca (TAC)	
Rachaduras (RC)	Rachaduras (RT)	
Brotações epicórmicas (BE)	Cancro ou galhas (CG)	
Crescimento responsivo da copa (CRC)	Cavidades (C)	
	Crescimento responsivo do tronco (CRT)	

FONTE: O autor (2022).

Assim, esses defeitos foram mantidos na segunda classificação do modelo, que considera apenas os defeitos que influenciaram consideravelmente a classificação de risco das árvores, cujos resultados são apresentados na TABELA 10.

TABELA 10 – CLASSIFICAÇÃO DAS ÁRVORES NAS CATEGORIAS DE RISCO POR MEIO DE REGRESSÃO LOGÍSTICA COM OS 18 DEFEITOS SELECIONADOS (SEGUNDA ETAPA).

	Classe de Risco Prevista			Porcentagem Correta
	Baixo	Moderado	Alto	
Baixo	33	5	1	84,6%
Moderado	5	33	4	78,6%
Alto	1	8	32	78%
Porcentagem Geral	32%	37,7%	30,3%	80,3%

FONTE: O autor (2022).

A porcentagem de acerto do modelo na classificação de risco das árvores caiu 7,4% em relação ao ajuste com todos os defeitos, em virtude da retirada dos 20 defeitos que não influenciaram consideravelmente a classificação do modelo de regressão (TABELA 10). Desse modo, pode-se verificar que o modelo reduzido pode ser utilizado para a predição do risco de queda das árvores de forma eficiente, uma vez que a retirada desse número significativo de variáveis do modelo ocasionou uma redução proporcionalmente pequena na qualidade de classificação do risco de queda das árvores.

O modelo de classificação de risco foi ajustado considerando a classe de alto potencial de risco como classe de referência, e os modelos gerados para as classes de baixo e médio potencial de risco são apresentados nas equações 3 e 4, respectivamente.

$$\begin{aligned}
 y(bpf) = & -54,264 + (1,082 * P) + (4,044 * EP) + (1,879 * CD) & (3) \\
 & + (6,973 * GM) + (3,616 * PL) + (-3,851 * PE) \\
 & + (3,626 * RC) + (0,935 * BE) + (8,881 * CRC) \\
 & + (-0,973 * CMF) + (3,143 * TC) + (5,535 * PA) \\
 & + (15,682 * TAC) + (6,346 * RT) + (4,458 * CG) \\
 & + (4,035 * C) + (2,693 * CRT) + (6,545 * RCD)
 \end{aligned}$$

Onde:

$y(bpf)$ = equação linear para a classe de baixo potencial de risco.

$$\begin{aligned}
 y(mpf) = & -46,020 + (3,381 * P) + (4,154 * EP) + (0,436 * CD) & (4) \\
 & + (6,052 * GM) + (5,131 * PL) + (-5,616 * PE) \\
 & + (20,032 * RC) + (-1,462 * BE) + (-13,066 * CRC) \\
 & + (-1,957 * CMF) + (4,386 * TC) + (2,598 * PA) \\
 & + (2,401 * TAC) + (3,569 * RT) + (3,669 * CG) \\
 & + (3,383 * C) + (22,519 * CRT) + (2,306 * RCD)
 \end{aligned}$$

Onde:

$y(mpf)$ = equação linear para a classe de médio potencial de risco.

Quanto ao modelo de regressão apresentado acima, coeficientes positivos indicam uma relação diretamente proporcional entre o defeito atrelado a esse coeficiente e a variável resposta, de modo que a presença desse defeito contribui para elevar o potencial de risco da árvore. Por outro lado, defeitos atrelados a coeficientes negativos indicam que a presença de determinado defeito tende a reduzir esse potencial de risco.

Em ambos os casos, a importância de cada defeito para a classificação do potencial de risco também depende do próprio valor do coeficiente, de modo que defeitos atrelados a coeficientes maiores influenciam mais na classificação do potencial de risco, enquanto menores coeficientes indicam defeitos que influenciam menos na classificação do potencial de risco das árvores.

A TABELA 10 indica que os defeitos que mais influenciam na categorização do risco não são, necessariamente, os observados em um maior número de árvores (TABELA 7). Isso significa que, mesmo frequentemente presentes nas árvores, alguns defeitos podem não influenciar na determinação da categoria de risco das mesmas e, por outro lado, defeitos não tão frequentes podem influenciar mais consideravelmente essa classificação. Em outras palavras, o potencial de risco de uma árvore pode estar relacionado a qualquer defeito, a depender do seu grau de intensidade sobre as árvores.

Desse modo, é importante considerar que os resultados encontrados se aplicam à presente área de estudo, visto que cada local pode influenciar de uma forma particular o comportamento das espécies estudadas, e que o nível de tolerância dessas espécies às adversidades do ambiente também pode ser muito variável. Assim, recomenda-se que a análise de risco seja mais difundida e aplicada, para que o gerenciamento de qualidade da arborização seja feito da melhor maneira possível.

4.2 ANÁLISE MORFOMÉTRICA DAS ÁRVORES NAS ÁREAS VERDES

As árvores com maiores dimensões foram das espécies *T. tipu* e *J. mimosifolia*, respectivamente, o que é condizente com o seu porte elevado (TABELA 11). Pode-se verificar que as árvores de *T. tipu* apresentaram os maiores valores para as quatro variáveis biométricas. Por ser a espécie de maior porte, esta pode proporcionar mais benefícios ambientais em relação às demais (OLIVEIRA et al., 2013).

Por outro lado, *L. lucidum* apresentou os menores valores de altura e diâmetro de copa, DAP e altura total, demonstrando menor capacidade de prover benefícios ambientais dentre as cinco espécies estudadas. Isto pode ser justificado pelas podas drásticas e de topiaria com formas geométricas realizadas nesta espécie.

Ainda de acordo com a TABELA 11, os valores obtidos em campo para as variáveis biométricas das árvores de *T. tipu* apresentaram os menores coeficientes de variação (CV%), indicando um certo padrão de desenvolvimento da espécie em comparação com as demais. Por outro lado, para as árvores de *L. lucidum*, foram verificados as menores dimensões e os maiores coeficientes de variação, confirmando que os indivíduos da espécie se encontram morfologicamente diferentes, com árvores pequenas e outras mais desenvolvidas, ou ainda pode ser reflexo do baixo número de árvores analisadas para esta espécie.

TABELA 11 – VARIÁVEIS BIOMÉTRICAS PARA A ESTIMATIVA DOS ÍNDICES MORFOMÉTRICOS POR ESPÉCIE.

Espécies	N	Variáveis (m)							
		DAP				Altura Total (AT)			
		Min	Méd	Máx	CV (%)	Min	Méd	Máx	CV (%)
<i>T. tipu</i>	53	0,43	0,71	1,24	24,12	14,61	26,88	46,05	24,65
<i>J. mimosifolia</i>	32	0,15	0,51	0,95	37,00	9,52	18,54	32,45	26,44
<i>E. falcata</i>	25	0,29	0,63	1,05	36,84	12,05	20,6	45,35	33,71
<i>M. azedarach</i>	6	0,27	0,44	0,59	25,80	9,20	13,33	20,85	34,58
<i>L. lucidum</i>	6	0,11	0,3	0,57	58,11	5,16	9,67	17,39	43,63

Espécies	N	Altura de Copa (AC)				Diâmetro de Copa (DC)			
		Min	Méd	Máx	CV (%)	Min	Méd	Máx	CV (%)
		<i>T. tipu</i>	53	8,06	19,02	33,73	29,65	6,95	16,92
<i>J. mimosifolia</i>	32	6,44	11,60	22,59	34,07	5,25	11,28	25,20	42,35
<i>E. falcata</i>	25	4,76	12,33	22,55	38,92	6,90	12,71	22,75	35,43
<i>M. azedarach</i>	6	3,88	7,37	13,09	44,09	6,60	11,20	19,45	40,76
<i>L. lucidum</i>	6	1,50	5,96	8,25	38,78	1,95	7,55	10,70	42,46

FONTE: O autor (2022).

NOTA: N: número de árvores; Min: valor mínimo; Méd: valor médio; Máx: valor máximo; CV (%): coeficiente de variação em porcentagem.

De maneira geral, os coeficientes de variação foram superiores a 10%, o que segundo Bobrowski e Biondi (2017), seria esperado em condições experimentais ideais. Os autores explicam que essa variabilidade pode ocorrer em virtude da morfologia das espécies, das condições ambientais de crescimento, como

compactação e nutrição do solo e da variação das dimensões morfológicas das árvores, devido ao manejo adotado e/ou por atos de vandalismo.

Os resultados dos índices morfométricos calculados estão apresentados na TABELA 12.

TABELA 12 – VARIABILIDADE DOS ÍNDICES MORFOMÉTRICOS CALCULADOS PARA CADA ESPÉCIE ESTUDADA.

Espécies	N	Índices Morfométricos							
		Proporção de Copa (PC)				Grau de Esbeltez (GE)			
		Min	Méd	Máx	CV (%)	Min	Méd	Máx	CV (%)
<i>T. tipu</i>	53	36,50	70,39	84,61	13,69	19,75	39,53	69,37	29,07
<i>J. mimosifolia</i>	32	42,17	62,24	82,51	16,38	23,26	39,72	82,50	33,87
<i>E. falcata</i>	25	38,51	59,35	76,32	20,89	17,14	35,78	61,30	34,93
<i>M. azedarach</i>	6	42,17	54,52	62,87	17,62	23,25	30,33	41,37	25,25
<i>L. lucidum</i>	6	29,07	62,45	85,22	34,12	22,88	37,95	71,89	47,42
	N	Índice de Saliência (IS)				Índice de Abrangência (IA)			
		Min	Méd	Máx	CV (%)	Min	Méd	Máx	CV (%)
		<i>T. tipu</i>	53	12,69	24,35	35,82	19,50	0,32	0,65
<i>J. mimosifolia</i>	32	9,67	23,23	37,24	32,38	0,30	0,62	1,01	32,87
<i>E. falcata</i>	25	14,14	21,10	26,82	20,57	0,39	0,63	0,95	25,36
<i>M. azedarach</i>	6	18,67	24,82	33,03	19,27	0,64	0,84	0,97	16,64
<i>L. lucidum</i>	6	15,80	29,89	69,76	67,56	0,38	0,79	1,22	38,92
	N	Formal de Copa (FC)							
		Min	Méd	Máx	CV (%)				
		<i>T. tipu</i>	53	0,46	0,94	1,91	30,29		
<i>J. mimosifolia</i>	32	0,45	0,99	1,63	29,50				
<i>E. falcata</i>	25	0,58	1,10	1,58	30,14				
<i>M. azedarach</i>	6	1,17	1,57	2,22	23,30				
<i>L. lucidum</i>	6	1,02	1,27	1,57	17,89				

FONTE: O autor (2022).

NOTA: N: número de árvores; Min: valor mínimo; Méd: valor médio; Máx: valor máximo; CV (%): coeficiente de variação em porcentagem.

De acordo com a TABELA 12, todas as espécies apresentaram proporção de copa (PC) acima de 50%, com destaque para *T. tipu*, com valor médio de 70,39. Esse valor é muito próximo ao valor de proporção de copa encontrado por Bobrowski, Lima neto e Biondi (2013) em árvores de *T. tipu* sem interferências localizadas na arborização de ruas de Curitiba, que foi de 71,06, indicando que as podas de elevação sofridas pelas árvores desta espécie no presente estudo provavelmente não foram tão consideráveis.

Esse resultado indica que, de maneira geral, as árvores avaliadas apresentaram a maior parte de sua altura composta pela fitomassa de galhos e folhas, e não pelo tronco, sendo este um bom indicador de vitalidade da árvore (TORRES; TODESCHINI; FARIAS, 2019). Para Bobrowski e Biondi (2017), essa é uma característica desejável no ambiente urbano, devido aos serviços ecossistêmicos promovidos pelas copas.

O grau de esbeltez (GE) também foi maior em indivíduos de *J. mimosifolia* e *T. tipu*, com média de 39,72 e 39,53, respectivamente (TABELA 12). Por outro lado, *M. azedarach* apresentou valor médio de 30,33, indicando maior estabilidade biomecânica. Bobrowski, Lima Neto e Biondi (2013) encontraram tipuanas menos esbeltas em sua pesquisa com árvores sem intervenções por poda e também sem competição, com valores médios de grau de esbeltez de 24,96.

Árvores com maior grau de esbeltez, como é o caso das espécies *J. mimosifolia* e *T. tipu*, podem indicar a presença de competição por espaço entre elas, uma vez que o seu crescimento em diâmetro está reduzido em relação ao crescimento em altura (TONINI; ARCO-VERDE, 2005). Esse resultado é esperado, tendo em vista que estas foram as duas espécies de maior porte verificadas na pesquisa.

Hellmann et al. (2020) encontraram o valor de 45 para o GE de *Eugenia pyriformis* Cambess. (Uvaia) e, segundo os autores, este seria um valor relativamente baixo, de modo que a espécie pode ser considerada estável. Por isso, os valores médios de GE para as espécies desta pesquisa indicam que elas também se encontram estáveis biomecanicamente.

O índice de saliência (IS) variou de 21,1 para *E. falcata*, a 29,89 para *L. lucidum* (TABELA 12). Já para *T. tipu*, é possível constatar que as árvores analisadas na presente pesquisa são menos salientes em comparação às tipuanas sem intervenções por podas e sem competição encontradas nas ruas de Curitiba por Bobrowski, Lima Neto e Biondi (2013), as quais apresentavam índice de saliência médio de 34,48.

Esse resultado mostra que o diâmetro da copa de *E. falcata* é 20 vezes maior que o seu DAP médio, e que para *L. lucidum*, esta relação é de 25 vezes. Conforme sugerido por Oliveira, Lima e Martins (2018), os valores de IS podem ser relacionados à estrutura de copa das espécies, indicando que as árvores das espécies amostradas projetam suas copas várias vezes mais em relação ao seu DAP.

Para o índice de abrangência (IA), os valores variaram entre 0,62 para *J. mimosifolia*, e 0,84 para *M. azedarach* (TABELA 12). No caso de *T. tipu*, o índice de abrangência foi bem menor do que o encontrado por Bobrowski, Lima Neto e Biondi (2013) em árvores sem intervenções por poda e sem competição, que foi de 1,41, indicando que os diâmetros de copa das árvores aqui analisadas foram bem menores, seja em virtude da competição entre as árvores ou devido às podas de redução da copa. De acordo com Bobrowski e Biondi (2017), árvores com IA maior a 1,5 têm projeção da copa bem maior que a altura total, gerando um desequilíbrio na copa e comprometendo a estabilidade e distribuição e carga do indivíduo. Sendo assim, os dados obtidos nesta pesquisa indicam que, em geral, as árvores se encontram com a copa equilibrada.

Com relação ao formal de copa (FC), os indivíduos das espécies *T. tipu* e *J. mimosifolia* apresentaram copa arredondada, com valores médios de 0,94 e 0,99, respectivamente. No caso das árvores de *T. tipu*, o formal de copa apresentou valores bem menores em comparação com árvores da espécie sem interferências por poda ou sem competição na arborização de ruas de Curitiba encontradas por Bobrowski, Lima Neto e Biondi (2013), que foi de 1,99, indicando que os diâmetros de copa das árvores da espécie na presente pesquisa são bastante reduzidos, seja em virtude da competição ou de podas intensas de redução da copa, alterando assim a arquitetura típica da espécie, à medida em que se reduz o grau de achatamento das copas.

Por outro lado, a conformação de *E. falcata* ficou entre arredondada e elíptica horizontal, com média de 1,1; e para *M. azedarach* (1,57) e *L. lucidum* (1,27), a conformação de copa foi elíptica horizontal (TABELA 12).

Para *E. falcata* e *M. azedarach*, a forma da copa está condizente com a literatura, entre elíptica e arredondada, conforme Roderjan e Barddal (1998). Porém, Bobrowski e Biondi (2017) encontraram valores de FC superiores para *T. tipu* nas ruas de Curitiba, Paraná, tanto para árvores sob fiação elétrica quanto sem fiação, com 2,39 e 2,69, respectivamente, indicando a presença de copas elípticas horizontais.

O resultado de FC encontrado para *J. mimosifolia* também foi diferente do que normalmente a espécie apresenta. Segundo Aucacama (2013), a copa da espécie não tem forma uniforme, podendo ser elíptica horizontal ou elíptica vertical. Portanto, o valor encontrado para as árvores de *J. mimosifolia* avaliadas foi mediano em relação à morfologia da espécie.

Já a copa de *L. lucidum* é considerada globosa, ou arredondada (RODERJAN; BARDDAL, 1998). A variabilidade nos resultados se deve às características intrínsecas de cada espécie e às práticas de manejo adotadas, que promovem alterações na sua arquitetura típica (BOBROWSKI; BIONDI, 2017).

O coeficiente de correlação de Pearson demonstrou a existência de correlações significativas negativas entre PC e GE para *T. tipu*, e entre PC e FC para *T. tipu* e *E. falcata* (TABELA 13). A relação inversa entre PC e GE pode ser explicada pelo comportamento da variável altura total, visto que quanto mais altas são as árvores, maior será o grau de esbeltez, ao passo que a proporção de copa tende a ser menor. De acordo com Silva et al. (2017), a relação inversamente proporcional entre a proporção e o formal de copa é esperada, pois enquanto a proporção é associada à porcentagem de copa em relação à altura total, o formal indica o grau de achatamento da copa. Em outras palavras, quanto maior a proporção de copa, menor o seu grau de achatamento.

TABELA 13 – CORRELAÇÃO DE PEARSON ENTRE OS ÍNDICES MORFOMÉTRICOS PARA AS ESPÉCIES ESTUDADAS.

Índices	<i>Tipuana tipu</i>					<i>Jacaranda mimosifolia</i>				
	PC	GE	IS	IA	FC	PC	GE	IS	IA	FC
PC	1					1				
GE	-0,305*	1				-0,229	1			
IS	-0,255 ^{ns}	0,497**	1			0,367*	0,487**	1		
IA	0,102 ^{ns}	-0,681**	0,220 ^{ns}	1		0,481**	-0,463**	0,5**	1	
FC	-0,439**	-0,440**	0,352**	0,840**	1	0,031	-0,418*	0,381*	0,883**	1
Índices	<i>Erythrina falcata</i>					<i>Melia azedarach</i>				
	PC	GE	IS	IA	FC	PC	GE	IS	IA	FC
PC	1					1				
GE	0,067	1				-0,12	1			
IS	0,245	0,564**	1			0,116	0,678	1		
IA	0,126	-0,743**	0,081	1		0,251	-0,665	0,082	1	
FC	-0,609**	-0,662**	-0,138	0,694**	1	-0,654	-0,433	-0,058	0,565	1
Índices	<i>Ligustrum lucidum</i>									
	PC	GE	IS	IA	FC					
PC	1									
GE	0,188	1								
IS	0,671	0,828*	1							
IA	0,855*	-0,054	0,498	1						
FC	-0,021	-0,348	-0,107	0,495	1					

FONTE: O autor (2022).

NOTA: PC: Proporção de Copa; GE: Grau de Esbeltez; IS: Índice de Saliência; IA: Índice de Abrangência; FC: Formal de Copa; ns: Não significativo ($p > 0,05$); *: Significativo a 5% ($p < 0,05$); **: Significativo a 1% ($p < 0,01$).

Por outro lado, a correlação foi positiva entre PC e IS para *J. mimosifolia* e entre PC e IA para *J. mimosifolia* e *L. lucidum*. Isso ocorreu porque o valor desses três índices morfométricos aumentam quanto maior for a altura e o diâmetro de copa das árvores.

Além disso, a correlação foi significativa e positiva entre GE e IS para *T. tipu*, *J. mimosifolia*, *E. falcata* e *L. lucidum*; e negativa entre GE e IA, e GE e FC para *T. tipu*, *J. mimosifolia* e *E. falcata*. A correlação positiva entre GE e IS mostra que quanto maiores os valores dos índices, maior será a esbeltez e a área de superfície de copa das árvores, de modo que elas possam prover mais benefícios ambientais (BOBROWSKI; BIONDI, 2012).

Assim como essa relação entre GE e IS, a correlação diretamente proporcional entre IA e FC também evidencia a presença de árvores com elevada área de copa, como ocorreu com as espécies *T. tipu* e *J. mimosifolia*.

A presença de árvores com maior área de copa é desejável em áreas verdes urbanas, principalmente em ambientes como parques e praças, por proporcionar maior conforto e bem-estar à população urbana. Nesse sentido, Falcão et al. (2020) afirmam que conhecer a vegetação existente nesses locais pode auxiliar na gestão mais eficiente, aumentando a compatibilidade dos elementos vegetais com a infraestrutura urbana e seus usos.

Houve correlação positiva entre IS e FC para *T. tipu* e *J. mimosifolia* devido aos valores de diâmetro de copa das árvores dessas espécies terem uma relação diretamente proporcional ao comportamento dos dois índices morfométricos. Desse modo, o índice de saliência aumenta com o diâmetro da copa em relação ao DAP e o formal de copa aumenta com o diâmetro de copa em relação ao seu comprimento. Por outro lado, nenhum índice morfométrico apresentou correlações significativas para a espécie *M. azedarach*, demonstrando que não houve uma dependência ou associação entre os índices avaliados.

Embora esses resultados evidenciem a importância da presença das árvores nas áreas verdes, principalmente em relação à melhoria dos benefícios ambientais, recomenda-se a substituição gradativa por espécies nativas regionais. Um dos motivos é que o uso de espécies exóticas nesses ambientes pode prejudicar o desenvolvimento de espécies nativas, podendo interferir nas interações entre plantas e animais nos processos de polinização e dispersão, ameaçando o sucesso reprodutivo de espécies de plantas nativas e prejudicando a manutenção da

biodiversidade desses locais (SILVA et al., 2020b). Neste trabalho um exemplo disso são as árvores de *M. azedarach* e *L. lucidum*.

4.2.1 Correlação entre o potencial de risco e os índices morfométricos das árvores

O coeficiente de correlação de Pearson demonstrou que o único índice morfométrico que apresentou correlações significativas com o potencial de risco foi o grau de esbeltez, cuja correlação foi observada para as espécies *T. tipu*, *J. mimosifolia* e *M. azedarach*.

A correlação entre esse índice e o potencial de risco ocorreu de forma diretamente proporcional, uma vez que os coeficientes de correlação foram positivos, conforme demonstrado na Tabela 14.

TABELA 14 – CORRELAÇÃO DE PEARSON ENTRE O POTENCIAL DE RISCO E OS ÍNDICES MORFOMÉTRICOS PARA AS ESPÉCIES ESTUDADAS.

Espécies	Índices Morfométricos				
	PC	GE	IS	IA	FC
<i>T. tipu</i>	0,158 ^{ns}	0,309 [*]	-0,027 ^{ns}	0,264 ^{ns}	0,175 ^{ns}
<i>J. mimosifolia</i>	0,236 ^{ns}	0,464 ^{**}	-0,289 ^{ns}	0,141 ^{ns}	0,027 ^{ns}
<i>E. falcata</i>	-0,021 ^{ns}	-0,241 ^{ns}	-0,082 ^{ns}	0,345 ^{ns}	0,216 ^{ns}
<i>M. azedarach</i>	0,413 ^{ns}	0,872 [*]	-0,557 ^{ns}	0,564 ^{ns}	0,081 ^{ns}
<i>L. lucidum</i>	-0,044 ^{ns}	-0,361 ^{ns}	-0,421 ^{ns}	-0,379 ^{ns}	-0,730 ^{ns}

FONTE: O autor (2022).

NOTA: PC: Proporção de Copa; GE: Grau de Esbeltez; IS: Índice de Saliência; IA: Índice de Abrangência; FC: Formas de Copa; ns: Não significativo ($p > 0,05$); *: Significativo a 5% ($p < 0,05$); **: Significativo a 1% ($p < 0,01$).

Essa correlação positiva indica que o grau de esbeltez influencia de forma diretamente proporcional o potencial de risco, de modo que árvores de *T. tipu*, *J. mimosifolia* e *M. azedarach* com os maiores valores de grau de esbeltez apresentaram potencial de risco maior, enquanto árvores menos esbeltas apresentaram menor potencial de risco.

Quanto maior o grau de esbeltez apresentado por uma árvore, maior é a sua instabilidade, ou, em outras palavras, o seu potencial de risco, uma vez que indivíduos arbóreos com maior GE estão mais suscetíveis à ruptura do tronco e copa em condições de ventos intensos (CONDÉ et al., 2013).

Os resultados apresentados demonstram que o conhecimento sobre a morfometria das árvores presentes em parques e praças é importante por auxiliar no planejamento de intervenções silviculturais como podas, e também na implantação de espécies já utilizadas ou que serão incorporadas na arborização desses locais (BOBROWSKI; BIONDI, 2017).

4.3 ANÁLISE DO NOVO ÍNDICE MORFOMÉTRICO PROPOSTO

O teste de esfericidade de Bartlett demonstrou que existe correlação entre as variáveis altura total (AT), comprimento de copa (CC), raios de copa norte (RCN), sul (RCS), leste (RCL), oeste (RCO) e DAP, visto que este não foi significativo ao nível de 95% de probabilidade. Apresentando um valor de 0,778, o teste de adequacidade de KMO revelou que a análise fatorial realizada para as variáveis morfométricas foi apropriada.

A análise de fatores aplicada aos dados biométricos gerou dois fatores, F1 e F2, que foram capazes de explicar 72,3% da variância total dos dados (TABELA 14). Esses fatores gerados explicam o conjunto de variáveis biométricas, possibilitando agrupar essas variáveis mensuradas em campo que apresentam uma alta relação entre si, ou alta correlação, de modo que sua principal função é diminuir a quantidade de variáveis observadas em um número menor de fatores (VICINI, 2005). Assim, a análise fatorial foi eficiente na obtenção dos fatores capazes de explicar o comportamento das variáveis biométricas das árvores.

Das sete variáveis biométricas mensuradas em campo, cinco delas apresentaram uma alta relação entre si, compondo assim o fator F1 da análise fatorial, sendo elas: altura total (AT), comprimento de copa (CC), raio de copa norte (RCN), raio de copa leste (RCL) e DAP, responsáveis por explicar 57,9% da variância. Enquanto isso, o raio de copa sul (RCS), o raio de copa oeste (RCO) e o DAP compuseram o fator F2, explicando 14,4% da variância total dos dados.

As variáveis altura total e comprimento de copa possuem alta correlação positiva com o fator F1, acima de 0,80, enquanto os raios de copa sul e oeste apresentaram correlações acima de 0,75 com o fator F2.

Essa relação positiva entre as variáveis pode ser entendida considerando que o crescimento de uma variável está diretamente relacionado ao crescimento de outra. Por exemplo, os resultados indicaram que existe uma relação positiva entre altura total

e altura de copa, e isso significa que à medida em que a árvore cresce em altura total, a altura da sua copa também aumenta, seguindo as mesmas proporções.

TABELA 15 – RESUMO DA ANÁLISE FATORIAL DAS VARIÁVEIS BIOMÉTRICAS DAS ÁRVORES ESTUDADAS.

Variáveis	Pesos rotacionados		Comunalidades	Variâncias Específicas
	F1	F2		
RCN	0,799		0,641	0,359
RCS		0,909	0,833	0,167
RCL	0,706		0,542	0,458
RCO		0,759	0,663	0,337
CC	0,812		0,819	0,181
AT	0,829		0,809	0,191
DAP	0,584	0,645	0,758	0,242
Autovalores	4,056	1,009		
Variância (%)	57,944	14,415		
Variância ac. (%)	57,944	72,360		

FONTE: O autor (2022).

NOTA: F1 e F2: fatores F1 e F2; Variância ac. (%): variância acumulada; RCN: raio de copa norte; RCS: raio de copa sul; RCL: raio de copa leste; RCO: raio de copa oeste; CC: comprimento de copa; AT: altura total; DAP: diâmetro à altura do peito.

Além disso, pode-se observar na TABELA 14 que, dos quatro raios de projeção da copa, dois deles correlacionaram-se com o fator F1 e dois com o fator F2. O fator F1 reúne características relacionadas à altura total e comprimento de copa e um dos lados da copa, correspondentes aos raios de copa norte e leste (RCN e RCL) (FIGURA 8), enquanto o fator F2 se correlaciona com o outro lado da copa, correspondente aos raios de copa sul e oeste (RCS e RCO) (FIGURA 8).

De acordo com Klepacki (2017), é comum encontrar uma correlação significativa entre a altura total das árvores e a altura e largura de suas copas, sendo muito importante conhecer essa relação com o intuito prever o comportamento do desenvolvimento das suas copas, à medida em que elas crescem em altura. No caso das árvores em áreas verdes, onde a limitação por espaço tende a ser menor em comparação com árvores em ruas, são aceitáveis árvores de maior porte, visando inclusive uma maior oferta de benefícios, principalmente de caráter ambiental (YOTAPAKDEE et al., 2019).

Embora a competição por espaço geralmente seja menor nas áreas verdes (PRETZSCH et al., 2021), foi possível verificar no presente estudo que ela existe, principalmente entre as espécies de maior porte, como *T. tipu* e *J. mimosifolia*. Isso pode ser explicado pelo fato das praças da área central de Curitiba serem densamente

arborizadas, sendo uma característica contrária à da maior parte das praças da cidade localizadas mais distantes do centro, onde existe uma baixa taxa de cobertura arbórea (CARCERERI; BIONDI; BATISTA, 2016).

A influência dessa competição ficou clara ao demonstrar que um lado da copa, representado pelos raios de copa norte e leste, estarem relacionados entre si, possuindo um padrão de crescimento semelhante, enquanto o outro lado da copa, representado pelos raios de copa sul e oeste, possuem outro padrão de crescimento, porém também relacionados entre si.

Para Dahlhausen et al. (2016), isso ocorre devido à falta de planejamento prévio com relação à distância de plantio entre as árvores, que muitas vezes não considera o porte avantajado que determinadas espécies podem atingir quando adultas. Dessa forma, é importante que o planejamento paisagístico considere a necessidade de que as espécies preservem sua arquitetura típica de copa, e que o espaçamento de plantio seja definido de acordo com as exigências espaciais de cada espécie, principalmente em áreas verdes, onde a competição por espaço entre as árvores pode ser mais facilmente evitada, em comparação com a arborização de ruas (DAHLHAUSEN et al., 2016).

Assim, o fato de os raios de copa correlacionarem-se com fatores diferentes pode estar relacionado à competição por espaço entre as árvores ou ainda pela interação das árvores com as estruturas urbanas, como postes, pontos de ônibus, e outras, que pode favorecer o desenvolvimento das copas das árvores em determinadas direções onde a competição por espaço é menor (SCHALLENBERGER et al., 2010).

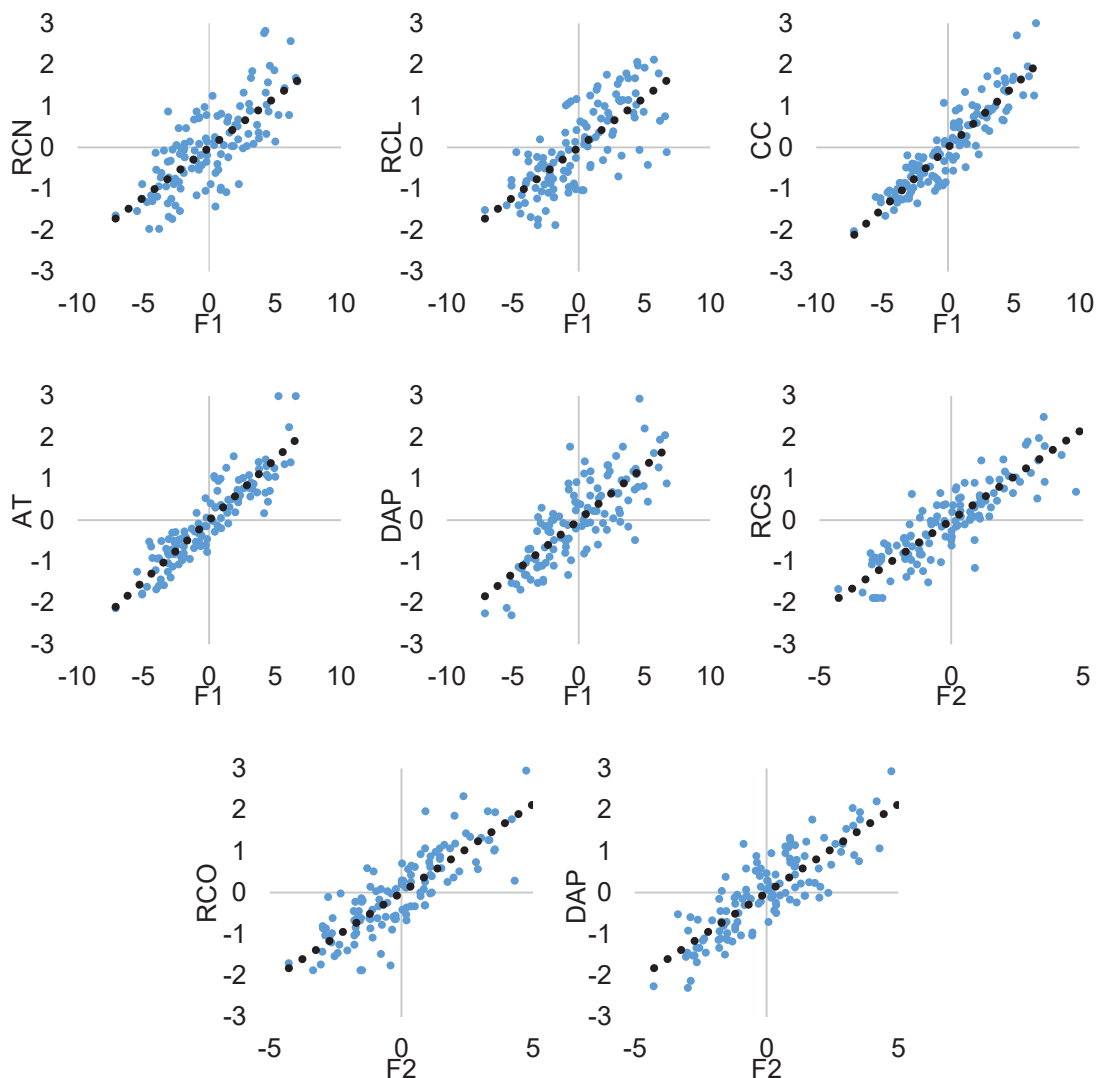
De acordo com Karlinasari et al. (2021), além da competição ou ausência dela, outros fatores influenciam o comportamento morfométrico das árvores, como a estabilidade estrutural e a arquitetura característica da espécie. No entanto, constatações dessas alterações morfométricas podem indicar problemas, pois enquanto a instabilidade estrutural pode influenciar a segurança dos frequentadores das praças e a proteção das suas infraestruturas, alterações na arquitetura de copa podem afetar o efeito estético proporcionado pelas árvores (BOBROWSKI; BIONDI, 2017).

Da mesma forma, Pretzsch et al. (2015) afirmam que o tamanho da copa das árvores e do DAP apresentam alta correlação entre si, e o crescimento dessas duas

variáveis biométricas são altamente influenciadas pelo nível de competição existente entre as árvores do seu entorno.

Por outro lado, de acordo com a TABELA 15, a variável DAP apresentou correlação com os dois fatores criados pela análise de fatores, cuja correlação é apresentada na FIGURA 8. Como os quatro raios de copa se correlacionaram com os dois fatores criados, é natural que o DAP se correlacione com os dois fatores, uma vez que o desenvolvimento do DAP é diretamente proporcional ao crescimento dos eixos da copa (PRETZSCH et al., 2015).

FIGURA 8 – RELAÇÃO ENTRE OS FATORES E AS VARIÁVEIS MORFOMÉTRICAS PADRONIZADAS NA ARBORIZAÇÃO URBANA.



FONTE: O autor (2022).

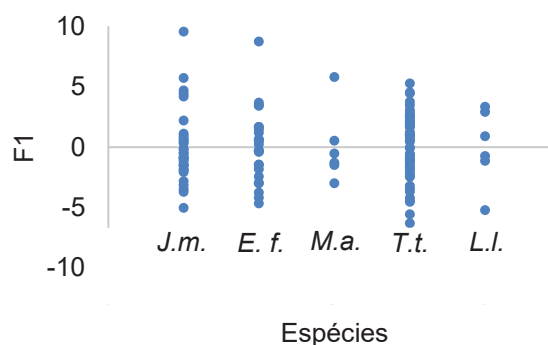
NOTA: Os pontos azuis indicam a relação entre o fator e o valor padronizado da variável morfométrica e os pontos em preto indicam a linha de tendência. F1 e F2: fatores F1 e F2; Variância ac. (%): variância acumulada; RCN: raio de copa norte; RCS: raio de copa sul; RCL: raio de copa leste; RCO: raio de copa oeste; CC: comprimento de copa; AT: altura total; DAP: diâmetro à altura do peito.

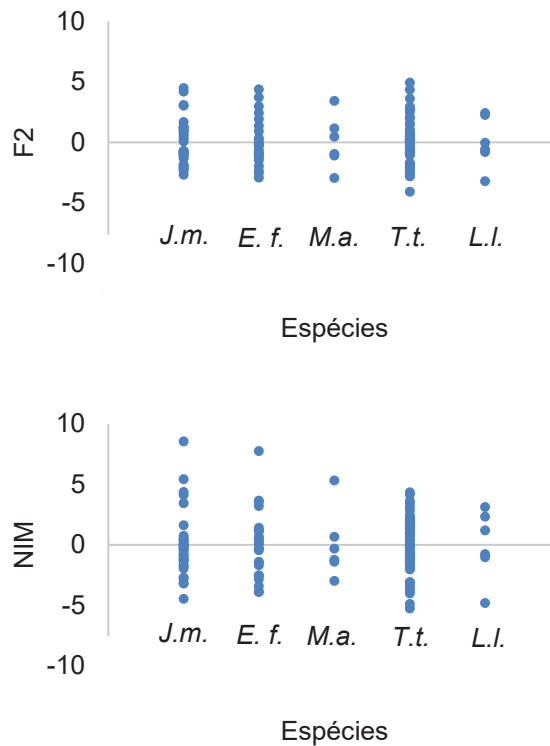
Como todas as variáveis mensuradas apresentaram uma correlação positiva com os dois fatores (FIGURA 8), os resultados indicam que à medida em que o valor das variáveis altura total, comprimento de copa, DAP e os quatro raios de projeção de copa aumentam, também há aumento dos fatores F1 e F2, de modo que maiores valores dos fatores indicam árvores morfologicamente mais vigorosas e de maior porte.

A FIGURA 9 demonstra as relações interdimensionais das árvores, considerando o comportamento da relação entre todas as variáveis para cada espécie estudada, visto que as sete variáveis biométricas mensuradas em campo apresentam correlações entre si. Em outras palavras, essa relação interdimensional de cada árvore refere-se a um único valor que representa o conjunto de valores de todas as variáveis biométricas obtidas em campo para essa árvore.

Houve baixa variabilidade entre a relação interdimensional, indicando assim que existe um padrão de crescimento entre as espécies estudadas (FIGURA 9). Esse resultado é esperado, visto que essas relações interdimensionais são determinadas com base no novo índice morfométrico padronizado.

FIGURA 9 – COMPORTAMENTO DOS FATORES E DO NIM POR ESPÉCIES DA ARBORIZAÇÃO URBANA.





FONTE: O autor (2022).

NOTA: F1 e F2: fatores F1 e F2; NIM: novo índice morfométrico; J.m.: *Jacaranda mimosifolia*; E.f.: *Erythrina falcata*; M.a.: *Melia azedarach*; T.t.: *Tipuana tipu*; L.l.: *Ligustrum lucidum*.

Essa baixa variabilidade das relações interdimensionais das espécies ficou evidente para *T. tipu*, indicando que os indivíduos dessa espécie possuem um padrão de crescimento mais definido. Por outro lado, as espécies *J. mimosifolia*, *E. falcata* e *M. azedarach* apresentam maior variabilidade dos dados morfométricos, sendo constatada a presença de árvores dessas espécies com porte consideravelmente superior à média das demais, enquanto *L. lucidum* foi a espécie que apresentou menor relação interdimensional.

Além disso, pode-se verificar que o fator F1 apresentou maior variabilidade entre as relações interdimensionais das espécies em comparação com o fator F2. Isso ocorreu porque os dados do DAP e dos raios de copa sul (RCS) e oeste (RCO), que foram carregados pelo fator F2, possuem correlações maiores do que as correlações do DAP e dos raios de copa norte (RCN) e leste (RCL), que foram explicados pelo fator F1 (TABELA 14).

As árvores com maior relação interdimensional são capazes de proporcionar mais benefícios, em virtude do volume exuberante de duas copas (YOTAPAKDEE et

al., 2019). Dessa forma, é desejável que todas as árvores apresentem o maior índice morfométrico possível, desde que elas estejam presentes em locais onde não ocorra a competição por espaço com outras árvores e nem dessas árvores com estruturas urbanas presentes nas áreas verdes (CZAJA; KOLTON; MURAS, 2020).

Como o novo índice morfométrico pondera os pesos dos fatores F1 e F2 pelo percentual da variância que cada um consegue explicar, e o fator F1 responde por aproximadamente 58% da variância total dos dados, isso significa que o fator F1 é responsável pelo comportamento semelhante desse fator com o novo índice morfométrico proposto.

Os fatores F1, F2 e o NIM podem ser determinados de acordo com as equações 5, 6 e 7, respectivamente:

$$F1 = 0,799 * RCN_{pad} + 0,706 * RCL_{pad} + 0,812 * CC_{pad} + 0,829 * AT_{pad} + 0,584 * DAP_{pad} \quad (5)$$

$$F2 = 0,909 * RCS_{pad} + 0,759 * RCO_{pad} + 0,645 * DAP_{pad} \quad (5)$$

$$NIM = \frac{57,944 * F1 + 14,41 * F2}{72,354} \quad (7)$$

Onde:

$F1$ = fator F1;

$F2$ = fator F2;

NIM = novo índice morfométrico para cada componente;

RCN_{pad} = raio de copa norte padronizado (em metros);

RCS_{pad} = raio de copa sul padronizado (em metros);

RCL_{pad} = raio de copa leste padronizado (em metros);

RCO_{pad} = raio de copa oeste padronizado (em metros);

CC_{pad} = comprimento de copa padronizado (em metros);

AT_{pad} = altura total padronizada (em metros);

DAP_{pad} = diâmetro à altura do peito padronizado (em metros).

Os resultados demonstram que as variáveis com os maiores pesos no fator F1 são as mais importantes ao analisar os dados morfométricos das cinco espécies presentes nas áreas verdes de Curitiba, sendo elas a altura total e o comprimento de copa, o DAP, e os raios de copa norte (RCN) e leste (RCL), seguidas dos raios de copa sul (RCS) e oeste (RCO), carregadas pelo fator F2.

Os resultados demonstraram a presença de competição entre as copas das espécies de maior porte, ao evidenciarem a correlação existente entre os comprimentos dos raios de copa norte e leste e também entre os raios de copa sul e oeste. Além disso, verificou-se que as relações interdimensionais de *T. tipu* foram as mais homogêneas, enquanto as árvores de *J. mimosifolia*, *E. falcata* e *M. azedarach* apresentaram as mais variadas relações interdimensionais e *L. lucidum* foi a espécie de menor relação interdimensional.

Dessa forma, a análise do novo índice morfométrico proposto mostrou-se uma alternativa eficiente em relação à análise morfométrica tradicional, a qual possibilitou compreender a dinâmica das formas de crescimento das árvores urbanas, sendo possível assim conhecer a relação interdimensional das espécies avaliadas.

Assim, essa ferramenta pode auxiliar no planejamento do espaço ocupado pela arborização componente não só das áreas verdes, mas principalmente com relação à arborização de ruas, onde a limitação de espaço para o desenvolvimento das árvores é consideravelmente maior em virtude dos possíveis e eventuais problemas associados à interação das árvores com a fiação elétrica e à danificação de passeios ou outras estruturas urbanas (BOBROWSKI; BIONDI, 2017). Desse modo, a análise morfométrica por meio do novo índice morfométrico proposto permitiu a visualização de forma mais clara, por meio de gráficos, da dinâmica de desenvolvimento de cada espécie (TORRES; TODESCHINI; FARIAS, 2019).

Desse modo, os gestores públicos podem planejar o plantio dessas espécies conforme o porte médio de cada espécie, de modo que espécies com maior porte sejam plantadas com um espaçamento maior em relação às que apresentam porte menor, visando evitar os problemas de competição por espaço entre as árvores no meio urbano (DAHLHAUSEN et al., 2016).

Além disso, ao compararem as relações interdimensionais entre as espécies, os gestores públicos podem priorizar o plantio de espécies que apresentam os maiores portes, em locais em que a competição por espaço não seja um problema (CZAJA; KOLTON; MURAS, 2020). Dessa forma, será possível maximizar os

benefícios proporcionados por essas árvores no ambiente urbano (YOTAPAKDEE et al., 2019, MARIA et al., 2020).

Por fim, é importante salientar que esses resultados refletem a condição das árvores das espécies analisadas nas áreas verdes em Curitiba e, portanto, os fatores e o novo índice morfométrico gerado podem ser empregados para analisar a morfometria de árvores nessa mesma condição. Para avaliar os padrões morfométricos de outras espécies e em outros locais será necessário reprocessar esses novos dados, uma vez que haverá alteração nas médias e nas variâncias dos dados, assim como nas correlações entre os fatores e as variáveis morfométricas.

Embora a análise morfométrica não possa substituir a análise de risco, uma vez que eles abordam diferentes aspectos da árvore como um todo, esses dois tipos de análise podem se complementar, já que a estabilidade estrutural das árvores pode ser afetada de acordo com as suas características morfométricas (KONTOGIANNI; TSITSONI; GOUDELIS, 2011).

Em outras palavras, árvores com grandes relações interdimensionais, embora sejam desejáveis em áreas verdes, podem apresentar maior grau de risco se esse porte elevado for capaz de afetar a sua estabilidade. Além disso, a relação interdimensional das árvores pode estar associada à análise dos alvos, no caso de queda das árvores. Nesse caso, a relação interdimensional poderia afetar diretamente o seu potencial de risco, uma vez que árvores maiores poderiam atingir uma quantidade maior de alvos em potencial.

5 CONCLUSÃO

Diante dos resultados encontrados, conclui-se que, das três hipóteses desenvolvidas para a presente pesquisa, duas foram aceitas e uma foi rejeitada.

A primeira hipótese, a qual previa que a maior parte dos defeitos se concentraria na copa das árvores, foi aceita, já que, para todas as espécies analisadas, em média, 60% dos defeitos estavam localizados na copa, indicando que, por esta ser a parte mais volumosa da árvore, esta parte tende a ser a mais preocupante em caso de risco de queda.

Por outro lado, a segunda hipótese da pesquisa, que previa que a maior parte das árvores analisadas apresentariam alto potencial de risco devido ao fato destas poderem ter sido plantadas há muito tempo, foi rejeitada, uma vez que a quantidade de árvores incluídas nas três categorias de potencial de risco foi semelhante, indicando que a senescência pode não estar, pelo menos isoladamente, relacionada ao potencial de risco das árvores.

Considerando a categoria de risco atribuída à maior parte das árvores de cada espécie, constatou-se que a maior parte dos indivíduos de *T. tipu* e de *J. mimosifolia* apresentaram alto potencial de risco, sendo estas, também, as espécies de maior porte. Desta forma, pode-se observar uma relação direta entre o porte e o risco de queda dessas espécies.

Apenas 18 entre os 38 defeitos encontrados em todas as árvores analisadas influenciaram consideravelmente a classificação de risco das árvores, sendo que, destes, 9 estão presentes no tronco, sendo os mais frequentes a presença de troncos codominantes e a podridão do alburno, outros 8 na copa, com destaque para o desequilíbrio da copa e a presença de galhos mortos, e apenas 1 defeito nas raízes, sendo este a presença de raízes cortadas ou com danos. Em outras palavras, a retirada de 20 defeitos do modelo não afetou consideravelmente a precisão do modelo de classificação de risco proposto.

Os resultados observados na presente pesquisa permitem concluir que o potencial de risco de uma árvore pode estar relacionado a quaisquer defeitos, a depender do seu grau de intensidade sobre as árvores, uma vez que defeitos mais frequentes podem apresentar-se em intensidade leve, ao passo que alguns defeitos menos frequentes podem estar presentes de forma mais intensa nas árvores.

A análise das relações morfométricas das árvores indicou que *T. tipu* foi a espécie que apresentou a maior proporção de copa (PC) e o segundo maior grau de esbeltez (GE), depois de *J. mimosifolia*. Enquanto isso, *L. lucidum* se destacou por apresentar o maior índice de saliência (IS) e o índice de abrangência (IA) foi maior em *M. azedarach*. Esses resultados indicam que a análise morfométrica pode auxiliar no manejo dessas espécies, fornecendo indícios sobre o comportamento das árvores em áreas verdes urbanas.

O fato de não haver correlação significativa do potencial de risco com os demais índices morfométricos indica que a relação entre as características morfométricas das árvores e o seu potencial de risco pode não ser tão direta quanto a influência da presença e intensidade dos defeitos apresentados por cada árvore e o seu potencial de risco.

A terceira hipótese da pesquisa, que previu que as variáveis morfométricas seriam eficientes para estabelecer a relação interdimensional das árvores, também foi aceita, sendo possível constatar que as variáveis altura total, comprimento de copa, raio de copa norte, raio de copa leste e DAP conseguiram explicar 57,9% da variação dos dados. O novo índice morfométrico proposto também foi adequado para avaliar o comportamento das variáveis, uma vez que explica 72% da variação dos dados. Assim, a análise por meio desse novo índice pode ser considerada uma alternativa eficaz à análise morfométrica convencional.

Entre todas as espécies estudadas, as árvores de *T. tipu* foram as que apresentaram a menor variabilidade entre suas relações interdimensionais, enquanto *J. mimosifolia*, *E. falcata* e *M. azedarach* apresentam maior variabilidade dos dados morfométricos e *L. lucidum* foi a espécie que apresentou menor relação interdimensional. Esses resultados podem evidenciar o padrão de crescimentos dessas espécies, sendo que a observância desse padrão pode facilitar a implantação e o manejo dessas espécies nas cidades.

Dessa forma, os resultados encontrados podem auxiliar os arboristas no monitoramento e na tomada de decisões a respeito das medidas mais eficazes para manejo adequado das árvores em áreas verdes, mantendo assim a qualidade da arborização, que reflete na segurança e no bem-estar da população que frequenta as áreas verdes dos grandes centros urbanos.

REFERÊNCIAS

- ABUTALEB, K.; MUDEDE, M. F.; NKONGOLO, N.; NEWETE, S. W. Estimating urban greenness index using remote sensing data: a case study of an affluent vs poor suburbs in the city of Johannesburg. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, Oxford, v. 24, n. 3, p. 343-351, 2021.
- ARAÚJO, S. A. C.; TEIXEIRA, M. F. S.; DANTAS, T. V. M.; MELO, V.S.P.; LIMA, F. E. S.; RICARTE, A. R. F.; COSTA, E. C.; MIRANDA, A. M. Usos potenciais de *Melia azedarach* L. (Meliaceae): Um levantamento. **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo, v. 76, n. 1, p. 141-148, 2009.
- AUCACAMA, A. P. L. **Separación y posible identificación de metabolitos secundarios de la jacaranda (*Jacaranda mimosifolia*) con fines de aporte a una técnica de análisis químico**. Riobamba, 2013. 120 f. Tese (Doutorado em Bioquímica e Farmácia) – Escola Superior Politécnica de Chimborazo, Riobamba, 2013.
- BAKER, L. A.; BRAZEL, A. J.; SELOVER, N.; MARTIN, C.; MCINTYRE, N.; STEINER, F. R.; NELSON, A.; MUSACCHIO, L. Urbanization and warming of Phoenix (Arizona, USA): impacts, feedbacks and mitigation. **Urban Ecosystems**, Saint Paul, v. 6, p. 183-203, 2003.
- BIONDI, D.; ALTHAUS, M. **Árvores de rua de Curitiba: cultivo e manejo**. Curitiba: FUPEF, 2005. 179 p.
- BIONDI, D.; PEDROSA-MACEDO, J. H. Plantas invasoras encontradas na área urbana de Curitiba (PR). **Floresta**, Curitiba, v. 38, n. 1, p. 129-144, 2008.
- BIONDI, D.; LIMA NETO, E. M. Distribuição espacial e toponímia das praças de Curitiba-PR. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Piracicaba, v. 7, n. 3, p. 31-43, 2012.
- BIONDI, D. Floresta urbana: conceitos e terminologias. In: Biondi D. (Ed). **Floresta Urbana**. Curitiba: a autora, 2015. p. 11-27.
- BLUM, C. T.; BORGO, M.; SAMPAIO, A. C. F. Espécies exóticas invasoras na arborização de vias públicas de Maringá-PR. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Piracicaba, v. 3, n. 2, p. 78-97, 2008.
- BOBROWSKI, R. **A avaliação de árvores e ações de manejo de risco**. In: Anais do II Seminário de Atualização Florestal e XI Semana de Estudos Florestais, UNICENTRO, 2010.
- BOBROWSKI, R. **Estrutura e dinâmica da arborização de ruas de Curitiba, Paraná, no período 1984-2010**. 145 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

BOBROWSKI, R.; BIONDI, D. Distribuição e dinâmica da área de copa na arborização de ruas de Curitiba, Paraná, Brasil, no período de 1984-2010. **Árvore**, Viçosa, v. 36, n. 4, p. 625-635, 2012.

BOBROWSKI, R.; LIMA NETO, E. M.; BIONDI, D. Alterações na arquitetura típica de *Tipuana tipu* (Benth.) O. Kuntze na arborização de ruas de Curitiba, Paraná. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, p. 281-289, 2013.

BOBROWSKI, R. A floresta urbana e a arborização de ruas. In: BIONDI, D. **Floresta urbana**. Curitiba: a autora, 2015. pp. 81-107.

BOBROWSKI, R.; BIONDI, D. Influência das espécies exóticas invasoras na expressão da diversidade da arborização de ruas de Curitiba-PR. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Piracicaba, v. 10, n. 2, p. 27-39, 2015.

BOBROWSKI, R.; BIONDI, D. Morfometria de espécies florestais plantadas nas calçadas. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Piracicaba, v. 12, n. 1, p. 01-16, 2017.

BRAGA, R. M.; BRAGA, F. A.; VENTURIN, N.; SOUZA, M. M. Interaction between energy distribution systems and urban afforestation in the metropolitan region of Belo Horizonte. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 28, n. 1, p. 1-8, 2021.

BRAZOLIN, S. **Biodeterioração e biomecânica das árvores urbanas**. IPT S.A – Centro de Tecnologia de Recursos Florestais - Laboratório de Preservação de Madeiras e Biodeterioração de Materiais – São Paulo, 2006. 7 p.

BUCCIOTTI, B. S. **Percepções ambientais dos frequentadores do Passeio Público**. 2017. 29 f. Artigo (Pós-graduação em análises ambientais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2017.

CARCERERI, V. H. **Espécies arbóreas das praças de Curitiba, PR**. 104 f. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

CARCERERI, V. H.; BIONDI, D.; BATISTA, A. C. Análise da cobertura arbórea das praças de Curitiba-PR. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Curitiba, v. 11, n. 2, p. 12-26, 2016.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. 4. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2010. 644 p.

CASTRO, D. C.; ALESSO, C. A.; IACONIS, A.; CERINO, M. C.; BUYATTI, M. Factors influencing street tree hazard condition in Rafaela, Argentina. **Árvore**, Viçosa, v. 43, n. 4, 2019.

COELHO-DUARTE, A. P.; DANILUK-MOSQUERA, G.; GRAVINA, V.; VALLEJOS-BARRA, O.; PONCE-DONOSO, M. Tree risk assessment: component analysis of six

visual methods applied in an urban park, Montevideo, Uruguay. **Urban Forestry & Urban Greening**, Amsterdam, v. 59, n. 127005, p. 1-9, 2021.

CONCEIÇÃO, I. J.; SAMOLÃO, R. P.; SANTANA, A. C. Proposal for a system of trees fall potential risk assessment in urban parks. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 41, n. 4, p. 1-9, 2017.

CONDÉ, T. M.; LIMA, M. L. M.; LIMA NETO, E. M.; TONINI, H. Morfometria de quatro espécies florestais em sistemas agroflorestais no município de Porto Velho, Rondônia. **Agro@ambiente On-line**, Boa Vista, v. 7, n. 1, p. 18-27, 2013.

CORDEIRO, J.; RODRIGUES, W. A. Caracterização fitossociológica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista em Guarapuava, PR. **Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 3, p. 545-554, 2007.

CUNHA, V. L. C. M.; MAGALHÃES, L. M. S.; FREITAS, W. K.; MENDONÇA, B. A. F. Conflitos da arborização com elementos urbanos na cidade de Valença, estado do Rio de Janeiro. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Curitiba, v. 15, n. 2, p. 28-41, 2020.

CUQUEL, F. L.; MIELKE, E. C.; CAMPANHOLO, R. Levantamento das autorizações de corte de árvores de Curitiba. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, Campinas, v. 17, n. 1, p. 57-62, 2011.

CURITIBA. **Banco de Dados (arquivos)**. Departamento de Produção Vegetal, Gerência de Arborização Da Prefeitura Municipal de Curitiba. 1999. (Não publicado).

CURITIBA (PR). Decreto n. 473, de 05 de junho de 2008. **Define as espécies florestais consideradas como exóticas invasoras para o Município de Curitiba e dá outras providências**. Diário Oficial do Município, Curitiba, 05 jun. 2008. Disponível em: <Disponível em: <http://goo.gl/fxhWIO> >. Acesso em: 1 ago 2022.

CURITIBA. **Obras no Passeio Público são concluídas e entregues à população**. Prefeitura Municipal de Curitiba, 2013. Disponível em: <<https://www.curitiba.pr.gov.br/noticias/obras-no-passeio-publico-sao-concluidas-e-entregues-a-populacao/31610>>. Acesso em: 5 abr 2022.

CURITIBA. **Conheça as árvores que compõem a paisagem de Curitiba**. Prefeitura Municipal de Curitiba, 2018. Disponível em: <<https://www.curitiba.pr.gov.br/noticias/conheca-as-arvores-que-compoem-a-paisagem-de-curitiba/45657>>. Acesso em: 6 abr 2021.

CURITIBA. **Perfil da cidade de Curitiba**. 2021. Disponível em: <<https://www.curitiba.pr.gov.br/conteudo/perfil-da-cidade-de-curitiba/174>>. Acesso em: 16 nov. 2021.

CZAJA, M.; KOLTON, A.; MURAS, P. The complex issue of urban trees-stress factor accumulation and ecological service possibilities. **Forests**, Basel, v. 11, n. 9, p. 1-24, 2020.

DAHLHAUSEN, J.; BIBER, P.; RÖTZER, T.; UHL, E.; PRETZSCH, H. Tree species and their space requirements in six urban environments worldwide. **Forests**, Basel, v. 7, n. 6, p. 1-19, 2016.

DE JUANA, J. I. Taxonomía actualizada del género *Ligustrum* l. **Bouteloua**, Valencia, v. 6, p. 16-71, 2009.

DING, S.; HU, H.; GU, J. D. Diversity, abundance, and distribution of wood-decay fungi in major parks of Hong Kong. **Forests**, Basel, v. 11, n. 10, p. 1-16, 2020.

DIONÍSIO, L. F. S.; CONDÉ, T. M.; GOMES, J. P.; MARTINS, W. B. R.; SILVA, M. W.; SILVA, M. T. Caracterização morfométrica de árvores solitárias de *Bertholletia excelsa* H.B.K. no sudeste de Roraima. **Agro@ambiente On-line**, Boa Vista, v. 11, n. 2, p. 163-173, 2017.

DUDKIEWICZ, M.; DURLAK, W. Sustainable management of very large trees with the use of acoustic tomography. **Sustainability**, Basel, v. 13, n. 21, p. 1-18, 2021.

DUNTEMANN, M.; STUART, N. **An assessment of ordinal tree risk rating systems**. Natural Path Urban Forestry Consultants. p.1 - 6, 2016. Disponível em: http://naturalpathforestry.com/wp-content/uploads/2016/11/OrdinalTreeRiskRatingSystems_English.pdf. Acesso em: 25 fev. 2022.

DURLO, M. A.; DENARDI, L. Morfometria de *Cabralea canjerana*, em mata secundária nativa do Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 8, n. 1, p. 55-66, 1998.

DURYEA, M.; KAMPF, E. **Wind and trees**: lesson learned from hurricanes. 2007. Disponível em: <https://static1.squarespace.com/static/59413f155016e1c79e4989e8/t/5c06a007758d46d2c7ce1b0c/1543938069557/Tree+windstorm+study.pdf>. Acesso em: 03 out. 2021.

EMERICK, T. G. **Risco de queda de árvores urbanas: a associação entre os parâmetros da análise visual, tomogramas e ocorrência de queda**. 2021. 134 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2021.

FALCÃO, R. S.; GOMES, R.; PÉRES, M. Z.; OLIVEIRA, J. T.; CALLEGARO, R. M. Análise quali-quantitativa da arborização de cinco praças em Jerônimo Monteiro, Espírito Santo. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Curitiba, v. 15, n. 2, p. 90-103, 2020.

FERRAZ, M. C. **Praças do centro de Curitiba**. 2012. 29 f. Pós-graduação em Projeto e Paisagem Urbana, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

FREITAS, W. K.; PINHEIRO, M. A. S.; ABRAHÃO, L. L. F. Análise da arborização de quatro praças no bairro da Tijuca, RJ, Brasil. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 1, p. 23-31, 2015.

GILMAN, E. F. **An illustrated guide to pruning** - 3rd Edition. Delmar Cengage Learning. 2011. 352p.

GIVNISH, T. J. The adaptive geometry of trees revisited. **The American Naturalist**, Chicago, v. 195, n. 6, p. 935-948, 2020.

GONÇALVES, W.; STRIGHETA, A. C. O.; COELHO, L. L. Análise de árvores urbanas para fins de supressão. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Piracicaba, v. 2, n. 4, p. 1-19, 2007.

GRAÇA, P. K. C.; TELLES, F. P. A importância dos parques urbanos para a manutenção da biodiversidade e benefícios socioambientais: Uma análise realizada no Parque do Flamengo (Rio de Janeiro). **Revista Brasileira de Ecoturismo**, São Paulo, v. 13, n. 4, p. 741–765, 2020.

GRISE, M. M.; BIONDI, D.; ARAKI, H. A floresta urbana da cidade de Curitiba, PR. **Floresta**, Curitiba, v. 46, n. 4, p. 425-438. 2016a.

GRISE, M. M.; BIONDI, D.; ARAKI, H. Distribuição espacial e cobertura de vegetação das tipologias de áreas verdes de Curitiba, PR. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 4, p. 498 - 510, 2016b.

GRISE, M. M.; BIONDI, D.; ARAKI, H. Índices espaciais da floresta urbana de Curitiba-PR. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Curitiba, v. 13, n. 4, p. 01-14, 2019.

GROOVER, A. Gravitropisms and reaction woods of forest trees - evolution, functions and mechanisms. **New Phytologist**, Lancaster, v. 211, n. 3, p. 790-802, 2016.

GROSS, G. A windthrow model for urban trees with application to storm “Xavier”. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 27, p. 299–30, 2018.

GUEDOUDJ, W.; GHENOUCI, A.; TOUSSAINT, J. Y. Urban attractiveness in public squares: the mutual influence of the urban environment and the social activities in Batna. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, Curitiba, v. 12, p. 1–22, 2020.

GUIDINI, A. L.; SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; DALLA ROSA, A.; SPIAZZI, F. R.; NEGRINI, M.; FERREIRA, T. S.; SALAMI, B.; MARCON, A. K.; BUZZI JUNIOR, F. Invasão por espécies arbóreas exóticas em remanescentes florestais no planalto sul catarinense. **Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 3, p. 469-478, 2014.

GUILHERMETTI, P. G. C.; VOGEL, G. F.; MARTINKOSKI, L.; FILEMOM, M. M. Aspectos da distribuição de *Ligustrum lucidum* WT Ainton em diferentes ecossistemas: revisão bibliográfica. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Mossoró, v. 8, n. 5, p. 171-176, 2013.

HAIR JR., J. F.; WILLIAM, B.; BABIN, B.; ANDERSON, R. E. **Análise multivariada de dados**. 6.ed. Porto Alegre: Bookman, 2009.

HARRIS, R. W. **Arboriculture**: integrated management of landscape trees, shrubs and vines. 2. ed. New Jersey: Prentice Hall, 1992. 633 p.

HELLMANN, S.; WATZLAWICK, L. F.; LIMA, P. C. G.; LIMA, V. A. Morfometria e relações dendrométricas de *Eugenia pyriformis* Cambess. **Acta Biológica Catarinense**, Joinville, v. 7, n. 3, p. 37-45, 2020.

HONGYU, K. Análise fatorial exploratória: resumo teórico, aplicação e interpretação. **Engineering and Science**, Cuiabá, v.4, n.7, 2018.

INSTITUTO ÁGUA E TERRA (IAT). **Lista de espécies exóticas invasoras do Paraná**. Curitiba: Instituto Água e Terra, 2020. 11 p.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ (IAPAR). **Atlas climático do Paraná**. Londrina: Instituto Agrônomo do Paraná, 2019. 210 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo brasileiro de 2010**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA (IPPUC). **Retrato das regionais**. Curitiba, 2013. Disponível em <<http://www.ippuc.org.br/mostrarpagina.php?pagina=217&idioma=1&titulo=Retrato%20das%20Regionais>>. Acesso em 09 abr. 2022.

INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA (IPPUC). **Curitiba em dados**. Curitiba, 2014. Disponível em: <<http://curitibaemdados.ippuc.org.br/>>. Acesso em 01 out. 2020.

INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA (IPPUC). **Dados geográficos**. 2021. Disponível em: <<https://ippuc.org.br/geodownloads/geo.htm>>. Acesso em: 23 nov. 2021.

INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL (IPARDES). **Indicadores de desenvolvimento sustentável – 2017**. Dimensão Ambiental 1. Disponível em: <http://www.ipardes.gov.br/index.php?pg_conteudo=1&systemas=1&cod_sistema=5&grupo_indic=3>. Acesso em: 10 nov. 2018.

INTERNATIONAL SOCIETY OF ARBORICULTURE (ISA). **Using the ISA Basic Tree Risk Assessment Form**. 2017. Disponível em: <http://manoa.hawaii.edu/landscaping/documents/ISA_Tree_Risk_Guide.pdf>. Acesso em: 20 set. 2021.

IVASKO JÚNIOR, S.; BIONDI, D.; XIMENES, E.; REIS, A. R. N.; BOMM, B. F. H. Risk assessment of trees protected by law in Curitiba squares, Paraná, Brazil. **Bosque**, Valdivia, v. 40, n. 3, p. 347-354, 2019.

JAMES, K. Dynamic loading of trees. **Journal of Arboriculture**, Champaign, v. 29, n. 03, p. 165-171, 2003.

JAMES, K. R.; KANE, B. Precision digital instruments to measure dynamic wind loads on trees during storms. **Journal of Agricultural and Forest Meteorology**, Oxford, v. 148, n. 5, p. 1055-1061, 2008.

JAMES, K. R.; MOORE, J. R., SLATER, D. D.; GREGORY, A. Tree biomechanics. **CAB Reviews Perspectives in Agriculture Veterinary Science Nutrition and Natural Resources**, Wallingford, v. 12, n. 38, p. 1-11, 2017.

JAVADI, H. Sustainable urban public squares. **European Journal of Sustainable Development**, Roma, v. 5, n. 3, p. 361-370, 2016.

JUDICE, A.; GORDON, J.; ABRAMS, J.; IRWIN, K. Community perceptions of tree risk and management. **Land**, Basel, v. 10, n. 1096, p. 1-19, 2021.

KABIR, E.; GUIKEMA, S.; KANE, B. Statistical modeling of tree failures during storms. **Reliability Engineering & System Safety**, Jena, v. 177, n. 1, p. 68–79, 2018.

KADIR, M. A. A.; OTHMAN, N. Towards a better tomorrow: street trees and their values in urban areas. **Procedia Social and Behavioral Sciences**, Jena, v. 35, p. 267-274, 2012.

KANE, B. Tree failure following a windstorm in Brewster, Massachusetts, USA. **Urban Forestry & Urban Greening**, Amsterdam, v. 7, n. 1, p. 15-23, 2008.

KARLINASARI, L.; ADZKIA, U.; PUSPITASARI, T.; NANDIKA, D.; NUGROHO, N.; SYAFITRI, U. D.; SIREGAR, I. Z. Tree morphometric relationships and dynamic elasticity properties in tropical rain tree (*Samanea saman* Jacq. Merr). **Forests**, Basel, v. 12, n. 12, p. 1-11, 2021.

KLECHOWICZ, N.A. **Diagnóstico dos acidentes com árvores na cidade de Curitiba-PR**. 2001. 96 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). Universidade Federal do Paraná, Curitiba-PR, 2001.

KLEIN, D. R.; HESS, A. F.; KREFTA, S. M.; HAMPEL FILHO, M. D.; CIARNOSCKI, D.; COSTA, E. A. Relações morfométricas para *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze em Santa Catarina. **Floresta**, Curitiba, v. 47, n. 4, p. 501-512, 2017.

KLEIN, R. W.; KOESER, A. K.; HAUER, R. J.; HANSEN, G.; ESCOBEDO, F. J. Risk assessment and risk perception of trees: a review of literature relating to arboriculture and urban forestry. **Arboriculture & Urban Forestry**, Atlanta, v. 45, n. 1, p. 23-33, 2019.

KLEPACKI, A. The relationship between height and crown characteristics of four-year-old common birch (*Betula pendula* Roth) **Forest Research Papers**, Varsóvia, v. 78, n. 2, p. 171–178, 2017.

KOESER, A. K.; HASING, G.; McLEAN, D. C.; NORTHROP, R. J. **Tree risk assessment methods**: A comparison of three common evaluation forms. 2013.

- KOESER, A. K.; HAUER, R. J.; KLEIN, R.W.; MIESBAUER, J. W. Assessment of likelihood of failure using limited visual, basic, and advanced assessment techniques. **Urban Forestry & Urban Greening**, Amsterdam, v. 24, p. 71–79, 2017.
- KOESER, A. K.; SMILEY, E.T. Impact of tree care industry credentials and training on urban tree risk assessment ratings and prescribed mitigation measures. **Urban Forestry & Urban Greening**, Amsterdam, v. 24, p. 109–115, 2017.
- KONTOGIANNI, A.; TSITSONI, T.; GOUDELIS, G. An index based on silvicultural knowledge for tree stability assessment and improved ecological function in urban ecosystems. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 37, n. 6, p. 914-919, 2011.
- KRAMER, J. A.; KRUPEK, R. A. Caracterização florística e ecológica da arborização de praças públicas do município de Guarapuava, PR. **Árvore**, Viçosa, v. 36, n. 4, p. 647-658, 2012.
- LAM, K. C.; NG, S. L.; HUI, W. C.; CHAN, P. K. Environmental quality of urban parks and open spaces in Hong Kong. **Environmental Monitoring and Assessment**, Berna, v. 111, n. 3, p. 55-73, 2005.
- LEITE, F. C. L.; HENZ, A. P. Parques urbanos de Curitiba (PR): espacialidade, planejamento e turismo. **Revista Brasileira de Ecoturismo**, São Paulo, v. 10, n. 4, p. 767-788, 2018.
- LESTARI, A. T.; WAHYUNINGSIH, E.; SYAPUTRA, M.; SUPARYANA, P. K. Assessment of urban tree condition using VTA at urban green space of Mataram University Rectorate. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, Bristol, v. 918, n. 1, p. 1-9, 2021.
- LI, G.; WANG, X.; FENG, H.; WIEDENBECK, J.; ROSS, R. J. Analysis of wave velocity patterns in black cherry trees and its effect on internal decay detection. **Computers and Electronics in Agriculture**, Oxford, v. 10, p. 32-39, 2014.
- LIMA NETO, E. M.; BIONDI, D. Delineamento de unidades amostrais para o inventário da arborização de ruas em Curitiba, PR. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Piracicaba, v. 7, n. 4, p. 107-118, 2012.
- LINHARES, C. S. F.; GONÇALVES, R.; MARTINS, L. M.; KNAPIC, S. Structural stability of urban trees using visual and instrumental techniques: a review. **Forests**, Basel, v. 12, n. 12, p.1-18, 2021.
- LOBODA, C. R.; DE ANGELIS, B. L. D.; ANGELIS NETO, G.; SILVA, E. S. Avaliação das áreas verdes em espaços públicos no município de Guarapuava/PR. **Ambiência**, Guarapuava, v. 1, n. 1, p. 141-55, 2005.
- LOBODA, C.; DE ANGELIS, B. Áreas verdes públicas urbanas: conceitos, usos e funções. **Ambiência**, Guarapuava, v. 1, p. 125-39, 2005.

LOPES, A.; OLIVEIRA, S.; FRAGOSO, M.; ANDRADE, J. A.; PEDRO, P. Wind risk assessment in urban environments: the case of falling trees during windstorm events in Lisbon. **Bioclimatology and Natural Hazards**, Amsterdam, v. 5, p. 55-74, 2009.

LORENZI, H. SOUZA, H. M.; TORRES, M. A. V.; BACHER, L. B. **Árvores exóticas do Brasil**: madeireiras, ornamentais e aromáticas. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 2003. 368p.

LORENZO-SEVA, U.; TIMMERMAN, M. E.; KIERS, H. A. L. The hull method for selecting the number of common factors. **Multivariate Behavioral Research**, Londres, v. 46, n. 2, p. 340-364, 2011.

MARIA, T. R. B. C.; BOMM, B. F. H.; NESI, J.; HO, T. L.; BOBROWSKI, R. Canopy architecture and morphometry of tree species used in the urban forest. **Floresta**, Curitiba, v. 50, n. 4, p. 1892-1901, 2020.

MARIA, T. R. B. C. **Influência da poda no risco de queda da arborização viária de Itanhaém – SP**. 2021. 132 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2021.

MARTELLI, A.; BARBOSA JUNIOR, J. Análise da incidência de supressão arbórea e suas principais causas no perímetro urbano do município de Itapira – SP. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Piracicaba, v. 5, n. 4, p. 96-109, 2010.

MARTINI, A.; BIONDI, D. Microclima e conforto térmico de um fragmento de floresta urbana em Curitiba, PR. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 22, p. 182-193, 2015.

MARTINS, M. V. **Erythrina**. In: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Flora do Brasil 2020 em construção. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2020. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB29676>>. Acesso em: 16 out. 2021.

MATHENY, N.; CLARK, J. **A Photographic guide to the evaluation of hazard trees in urban areas**. 2nd Ed. International Society of Arboriculture, Champaign, IL, 1994.

MEILLEUR, G. Basic tree risk assessment. **Arborist News**, Atlanta, v. 15, n.5, p. 12-17, 2006.

MEUNPONG, P.; BUATHONG, S.; KAEWGRAJANG, T. Google Street View virtual survey and in-person field surveys: an exploratory comparison of urban tree risk assessment. **Arboricultural Journal**, Standish, v. 41, n. 4, p. 226-236, 2019.

MIELKE, E. C. **Árvores exóticas invasoras em unidades de conservação de Curitiba, Paraná: subsídios ao manejo e controle**. 115 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

- MILANO, M. S. **Avaliação e análise da arborização de ruas de Curitiba-PR**. 130 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1984.
- MORGENROTH, J.; ÖSTBERG, J.; VAN DEN BOSCH, C. K.; NIELSEN, A. B.; HAUER, R.; SJÖMAN, H.; CHEN, W.; JANSSON, M. Urban tree diversity - Taking stock and looking ahead. **Urban Forestry Urban Greening**, Jena, v. 15, p. 1-5. 2016.
- MOULIA B. Plant biomechanics and mechanobiology are convergent paths to flourishing interdisciplinary research. **Journal of Experimental Botany**, Lancaster, v. 64, n. 15, p. 4617–33, 2013.
- NADY, R. Towards effective and sustainable urban parks in Alexandria. **Procedia Environmental Sciences**, Jena, v. 34, p. 474–489, 2016.
- NERO, B. F.; KWAPONG, N. A.; JATTA, R.; FATUNBI, O. Tree species diversity and socioeconomic perspectives of the urban (food) forest of Accra, Ghana. **Sustainability**, Basel, v. 10, n. 10, p. 1-19, 2018.
- NEVES, T. S.; CARPANEZZI, A. A.; RIBAS, K. C. Z.; MARENCO, R. A. Enraizamento de corticeira-da-serra em função do tipo de estaca e variações sazonais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Colombo, v. 41, n. 12, p. 1699-1705, 2006.
- NORMAN-BURGDOLF, H.; RIESKE, L. K. Healthy trees – Healthy people: a model for engaging citizen scientists in exotic pest detection in urban parks. **Urban Forestry & Urban Greening**, Jena, v. 60, n. 127067, p. 1-8, 2021.
- OLIVEIRA, A. S.; SANCHES, L.; MUSIS, C. R.; NOGUEIRA, M. C. J. A. Benefícios da arborização em praças urbanas – o caso de Cuiabá/MT. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, Santa Maria, v. 9, n. 9, p. 1900-1915, 2013.
- OLIVEIRA, V. P.; LIMA, M. D. R.; MARTINS, W. B. R. Use of morphometry in the arborization of Paragominas city, Pará, Brazil, with *Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mattos (Bignoniaceae). **Agro@ambiente On-line**, Boa Vista, v. 12, n. 3, p. 213-223, 2018.
- OLIVEIRA, J. D.; SCIPIONI, M. C.; REIS, A. R. N.; XIMENES, E. Diagnóstico da arborização da Praça Centenário, Curitiba, Santa Catarina, Brasil. **Acta Biológica Catarinense**, Joinville, v. 6, n. 3, p. 23-36, 2019.
- ORELLANA, E.; KOEHLER, A. B.; FIGUEIREDO FILHO, A.; LIMA, R.; SAMPIETRO, J. A. **Estudo de variáveis biométricas e morfométricas para *Ocotea odorifera* no sul do Paraná**. In: Anais da X Semana de Estudos Florestais e I Seminário de Atualização Florestal. Guarapuava: Universidade Estadual do Centro-Oeste; 2008.

PAGANOVÁ, V.; VYHNÁLIKOVÁ, M. **Pruning urban trees – Type and quality according to arborist union standards**. *Plants in Urban Areas and Landscape*, p. 29-34, 2018.

PANASOLO, A.; SILVA, J. C. G. L.; PETERS, E. L.; SANTOS, A. J. Áreas verdes urbanas privadas de Curitiba: uma proposta de valorização para conservação (estudo de caso). **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 10, n. 19, p. 2731-2744, 2014.

PASIECZNIK, N. **Jacaranda mimosifolia (jacaranda)**. 2014. Disponível em: <<https://www.cabi.org/isc/datasheet/29212#tosummaryOfInvasiveness>>. Acesso em 02 out. 2021.

PEREIRA, P. H.; TOPANOTTI, L. R.; DALLACORT, S.; MOTA, C. J.; BRUN, F. G. K.; SILVA, R. T. L. Estudo de caso do risco de queda de árvores urbanas em via pública na cidade de Dois Vizinhos-PR. **Synergismus Scyentifica**, Pato Branco, v. 6, n. 1, p. 1-10, 2011.

PEREIRA, J. D. S.; BRANDÃO, L. K. V.; BARBOSA, R. V. R. Análise da distribuição espacial de áreas verdes urbanas na qualidade térmica em região de clima semiárido. **The Journal of Engineering and Exact Sciences**, Viçosa, v. 7, n. 1, p. 1-9, 2021.

PETRIS, S.; SARVIA, F.; BORGOGNO-MONDINO, E. RPAS-based photogrammetry to support tree stability assessment: longing for precision arboriculture. **Urban Forestry & Urban Greening**, Jena, v. 55, n. 126862, p. 1-12, 2020.

PIVETTA, K. F. L.; SILVA FILHO, D. F. **Arborização Urbana**. Boletim Acadêmico, Série Arborização Urbana. Jaboticabal: UNESP, 2002. 69p.

PREGITZER, C. C.; ASHTON, M. S.; CHARLOP-POWERS, S.; D'AMATO, A.; FREY, B. R.; GUNTHER, B.; HALLETT, R. A.; PREGITZER, K. S.; WOODALL, C. W.; BRADFORD, M. A. Defining and assessing urban forests to inform management and policy. **Environmental Research Letters**, Berkeley, v. 14, n. 8, p. 1-10, 2019.

PRETZSCH, H.; BIBER, P.; UHL, E.; DAHLHAUSEN, J.; RÖTZER, T.; CALDENTY, J.; KOIKE, T.; VAN COM, T.; CHAVANNE, A.; SEIFERT, T.; DU TOIT, B.; FARNDENG, C.; PAULEIT, S. Crown size and growing space requirement of common tree species in urban centers, parks, and forests. **Urban Forestry and Urban Greening**, Jena, v. 14, n. 3, p. 466–479, 2015.

PRETZSCH, H.; MOSER-REISCHL, A.; RAHMAN, M. A.; PAULEIT, S.; RÖTZER, T. Towards sustainable management of the stock and ecosystem services of urban trees. From theory to model and application. **Trees**, Darmstadt, v. 35, n. 6, p. 1-20, 2021.

REMOLLI, J. A. Praças e qualidade espacial: plano piloto da cidade de Maringá, Paraná. **Boletim de Geografia**, Maringá, v. 33, n. 2, p. 142-157, 2015.

- ROATTI, B.; MORELLI, G.; GASPERINI, S. **Tree failures in Italy**: analysis of single events, consequences and distribution. AFPP – 4^e Conférence sur l’entretien des Jardins, Espaces Végétalisés et Infrastructures. Toulouse – 19 e 20 out 2016.
- RODERJAN, C. V.; BARDDAL, M. L. **Arborização das ruas de Curitiba – PR**: guia prático para identificação das espécies. Curitiba: FUPEF, 1998. (Série Técnica 1). 10 p.
- ROJAS, A. C. B.; SILVA, L. Q. O.; GUGLIOTTA, A.M.; BONONI, V. L. R. Diversity of *Ganoderma* spp. and falls of urban trees in Brazil and Colombia. **Biodiversity International Journal**, Edmond, v. 2, n. 2, p. 178-179, 2018.
- ROLLO, F. M. A.; SOAVE JUNIOR, M. A.; VIANA, S. M.; ROLLO, L. C. P.; COUTO. H. T. Z.; SILVA FILHO, D. F. Comparação entre leituras de resistógrafo e imagens tomográficas na avaliação interna de troncos de árvores. **Cerne**, Lavras, v. 19, n. 2, p. 331-337, 2013.
- ROSANELI, A. F.; FRÓES, A. C. S.; FURLAN, D. L. S.; GONÇALVES, F. T.; SENGGER, S. Apropriação do espaço livre público na metrópole contemporânea: o caso da Praça Tiradentes em Curitiba/PR. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, Curitiba, v. 8, n. 3, p. 359-374, 2016.
- ROSSETO, V.; GRALA, K.; SAMPAIO, N. V.; MARTINS, D. S.; NUNES, J. K.; CASSAL, V. B.; KANAAN, R. SAMPAIO, T. M. G. Avaliação quali-quantitativa da arborização em praças de Bagé, Rio Grande do Sul. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v. 7, n. 11, p. 104090-104107, 2021.
- ROTTA, E.; SILVA, I. C.; VINCENTINI, L. S. **Vegetação arbórea do Passeio Público**. Comunicado Técnico 129. Colombo: Embrapa Florestas, 2004. 7 p.
- ROTTA, E.; ARAÚJO, A. J.; OLIVEIRA, Y. M. M. A infestação da erva arbórea do Passeio Público de Curitiba, Paraná, por erva-de-passarinho: um estudo de caso. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento/Embrapa Florestas**, Colombo, v. 26, p. 1-25, 2006.
- SAAVEDRA-ROMERO, L. L.; ALVARADO-ROSALES, D.; MARTÍNEZ-TRINIDAD, T.; HERNÁNDEZ-DE LA ROSA, P. Identification of defects and risks in trees of San Juan de Aragon Forest, México City. **Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente**, Chapingo, v. 25, p. 31- 47, 2019.
- SAUERESSIG, D. **Árvores nativas**. Irati: Plantas do Brasil, 2014, 432 p.
- 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**, Piracicaba, v. 05, n. 02, p. 105-123, 2010.
- SECRETARIA MUNICIPAL DO MEIO AMBIENTE (SMMA). **Áreas Verdes**. Curitiba: SMMA, 2010.

SEITZ, R. A. A avaliação visual das árvores de risco. **Revista Ação Ambiental**, Viçosa, v. 8, n. 33, p. 15-20, 2005.

SILVA, L. F.; LIMA, A. M. L. P.; SILVA FILHO, D. F.; COUTO, H. T. Z. Interceptação da chuva pelas copas das espécies de *Caesalpinia pluviosa* DC. (Sibipiruna) e *Tipuana tipu* O. Kuntze (Tipuana) em arborização urbana. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 36, n. 80, p. 307-315, 2008.

SILVA, G. C.; LOPES, W. G. R.; LOPES, J. B. Evolução, mudanças de uso e apropriação de espaços públicos em áreas centrais urbanas. **Revista Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 11, n. 3, p. 197-212, 2011.

SILVA, F. A.; FORTES, F. O.; RIVA, D.; SCHORR, L. P. B. Caracterização de índices morfométricos para *Araucaria angustifolia* plantada na região norte do Rio Grande do Sul. **Advances in Forestry Science**, Cuiabá, v. 4, n. 3, p. 143-146, 2017.

SILVA, D. A. **Risco de queda de árvores nas ruas de Curitiba- PR**. 2019. 135 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2019.

SILVA, D. A.; BIONDI, D.; BATISTA, A. C.; RIOS, J. F.; BEHLING, A. Ocorrências de cortes de *Tipuana tipu* (Benth.) O. Kuntze com risco de queda nas ruas de Curitiba, Paraná. **Acta Biológica Catarinense**, Joinville, v. 6, n. 4, p. 42-50, 2019.

SILVA, D. A.; BIONDI, D. BATISTA, A. C.; BEHLING, A.; RIOS, J. F.; REIS, A. R. N.; HO, T. L. Motivos de corte de árvores urbanas de Curitiba no período de 2013 – 2016. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Curitiba, v. 15, n. 2, p. 01-12, 2020a.

SILVA, J. L. S.; OLIVEIRA, M. T. P.; OLIVEIRA, W.; BORGES, L. A.; CRUZ-NETO, O.; LOPES, A. V. High richness of exotic trees in tropical urban green spaces: reproductive systems, fruiting and associated risks to native species. **Urban Forestry & Urban Greening**, Amsterdam, v. 50, p. 1-10, 2020b.

SMILEY, E. T.; MATHENY, N.; LILLY, S. **Best Management Practices - Tree Risk Assessment**, Illinois: International Society of Arboriculture, 2011.

SOLOMOU, A.D.; TOPALIDOU, E.T.; GERMANI, R.; ARGIRI, A.; KARETSOS, G. Importance, utilization and health of urban forests: a review. **Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca**, Cluj-Napoca, v. 47, n. 1, p. 10–16, 2019.

SONEGO, R. C.; BACKES, A.; SOUZA, A. F. Descrição da estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil, utilizando estimadores não-paramétricos de riqueza e rarefação de amostras. **Acta Botanica Brasilica**, Brasília, v. 21, n. 4, p. 943-955, 2007.

SOUZA, A. L.; FERREIRA, R. A.; MELLO, A. A.; PLÁCIDO, D. R.; SANTOS, C. Z. A.; GRAÇA, D. A. S.; ALMEIDA JÚNIOR, P. P.; BARRETTO, S. S. B.; DANTAS, J. D. M.; PAULA, J. W. A.; SILVA, T. L.; GOMES; L. P. S. Diagnóstico quantitativo e

qualitativo da arborização das praças de Aracaju, SE. **Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 6, p. 1253-1263, 2011.

SOUZA, F. S.; FERREIRA, J. L. S.; CALIL, F. N. Estrutura florestal do Parque Sullivan Silvestre (Vaca Brava) em Goiânia-GO. **Tecnia**, Goiânia, v. 5, n. 2, p. 158-174, 2020.

STUBBS, C. J.; COOK, D. D.; NIKLAS, K. J. A general review of the biomechanics of root anchorage. **Journal of Experimental Botany**, Lancaster, v. 70, n. 14, p. 3439–3451, 2019).

TERHO, M. An assessment of decay among urban Tilia, Betula, and Acer trees felled as hazardous. **Urban Forestry & Urban Greening**, Jena, v. 8, n. 2, p. 77-85, 2009.

TONINI, H.; ARCO-VERDE, M. F. Morfologia da copa para avaliar o espaço vital de quatro espécies nativas da Amazônia. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 7, p. 633-638, 2005.

TORRES, V. S.; TODESCHINI, F. FARIAS, M. F. Morfometria de *Tipuana tipu* (Benth.) Kuntze, em floresta urbana de Porto Alegre. **Biociências**, Taubaté, v. 25, n. 1, p. 20-30, 2019.

VAN HAAFTEN, M.; LIU, Y.; WANG, Y.; ZHANG, Y.; GARDEBROEK, C.; HEIJMAN, W.; MEUWISSEN, M. Understanding tree failure - a systematic review and meta-analysis. **PLoS One**, São Francisco, v. 16, n. 2, p. 1-23, 2021.

VANTROBA, A, P. **Dinâmica da Floresta Ombrófila Mista aluvial, análise estrutural, dendrocronológica e ecofisiológica de *Zanthoxylum rhoifolium* LAM.** 134 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Estadual do Centro-Oeste, Guarapuava, 2019.

VICINI, L. **Análise multivariada da teoria à prática.** 215 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia da Produção) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

VIDAURRE, G. B.; LOMBARDI, L. R.; NUTTO, L.; FRANÇA, F. J. N.; OLIVEIRA, J. T. D. S.; ARANTES, M. D. C. Propriedades da madeira de reação. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 1, p. 26-37, 2013.

VIEIRA, T. A.; PANAGOPOULOS, T. Urban forestry in brazilian Amazonia. **Sustainability**, Basel, v. 12, n. 8, p. 1-19, 2020.

VIEZZER, J.; BIONDI, D.; BATISTA, A. C.; BRANDT, D. Perfil dos usuários e sua percepção dos elementos de composição paisagística das praças de Curitiba/PR. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**. Piracicaba, v. 11, n. 3, p. 01-16, 2016a.

VIEZZER, J.; BIONDI, D.; MARTINI, A.; ZAMPRONI, K.; GRISE, M. M.; SILVA, D. A. As linhas projetuais paisagísticas e as áreas das praças de Curitiba-PR. **Scientia Plena**, São Cristóvão, v. 12, n. 9, 2016b.

VIEZZER, J.; BIONDI, D.; MARTINI, A.; GRISE, M. M. A vegetação no paisagismo das praças de Curitiba-PR. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 28, n. 1, p. 369- 383, 2018.

VIEZZER, J.; BIONDI, D.; DOS REIS; A. R. N.; IVASKO JÚNIOR, S. Mobiliário urbano de praças de diferentes linhas paisagísticas brasileiras. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Curitiba, v.14, n.2, p. 31-42, 2019.

XIE, C.; ZHANG, G.; JIM, C. Y.; LIU, X.; ZHANG, P.; QIU, J.; LIU, D. Bioclimatic suitability of actual and potential cultivation areas for *Jacaranda mimosifolia* in chinese cities. **Forests**, Basel, v. 12, n. 7, p. 951, 2021.

WELTER, S. C. **Inventário florístico do componente arbóreo do Parque Municipal de Feliz, Rio Grande do Sul, Brasil, aliado a uma prática de educação ambiental**. 55f. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, 2013.

YOTAPAKDEE, T.; ASANOK, L.; KAMYO, T.; NORSANGSRI, M.; KARNASUTA, N.; NAVAKAM, S.; KAEWBORISUT, C. Benefits and value of big trees in urban area: a study in Bang Kachao Green Space, Thailand. **Environment and Natural Resources Journal**, Bangkok, v. 17, n. 1, p. 33-43, 2019.

ZHANG, C., ZHAO, Q., TANG, H., QIAN, W., SU, M., and PAN, L. How well do three tree species adapt to the urban environment in Guangdong-Hongkong-Macao greater bay area of China regarding their growth patterns and ecosystem services? **Forests**, Basel, v. 11, n. 420, p.1-13, 2020.

ZHU, J.; LU, H.; ZHENG, T.; RONG, Y.; WANG, C.; ZHANG, W.; YAN, Y.; TANG, L. Vitality of urban parks and its influencing factors from the perspective of recreational service supply, demand, and spatial links. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, Basel, v. 17, n. 1615, p. 1-17, 2020.

ANEXOS

ANEXO 1 – FORMULÁRIO BÁSICO DE AVALIAÇÃO DE RISCO DAS ÁRVORES (ISA, 2017)



Formulário Básico de Avaliação de Riscos de Árvores

Cliente: _____ Data: _____ Hora: _____
 Endereço/Localização da Árvore: _____ Árvore Nº _____ Folha _____ de _____
 Nome científico: _____ DAP (cm) _____ Altura (m): _____ Diâmetro de copa (m): _____
 Avaliador(es): _____ Horizonte temporal: _____ Ferramentas utilizadas: _____

Avaliação de Alvos

Alvo número	Descrição do Alvo	Zona de Alvo			Taxa de ocupação	Tosses/relaxar o tronco?	Possível restringir acesso?
		Alvo dentro da projeção da copa	Alvo na área de 1.5 X a altura da árvore	Alvo na área de 1 X a altura da árvore	1 - rara; 2 - ocasional; 3 - frequente; 4 - constante		

Fatores Associados ao Local

Histórico de falhas e acidentes: _____ **Topografia** Plana Declividade _____ % **Aspecto:** _____
 Alterações no sítio: Nenhuma Mudança de inclinação Retirada de floresta Alteração na hidrologia do solo Seccionamento de raízes
 Outros: _____
Condições do solo: Volume reduzido para raízes Saturado Raso Compactado Calçada sobre as raízes _____ %
 Outros: _____
Direção predominante do vento: _____ **Clima predominante:** Ventos fortes: Gelo Neve Chuvas intensas
 Outras: _____

Estado Sanitário da Árvore e Perfil da Espécie

Vigor: Baixo Normal Alto **Folhagem:** Nenhuma (sazonal) Nenhuma (morta) Normal _____ % Clorótica _____ % Mortas _____ %
Pragas: _____ **Fatores Abióticos:** _____
Perfil de falhas da espécie: Galhos Tronco Raízes Outros: _____

Fatores de Carga

Exposição a ventos: Protegida Parcialmente exposta Totalmente exposta Afunilamento de vento _____ **Tamanho relativo da copa:** Pequeno Médio Grande **Densidade da copa:** Rala Normal Densa **Galhos internos:** Poucos Normal Densos **Trepadeiras/Erva de passarinho/Musgos:** _____
Alterações recentes ou planejadas nos fatores de carga: _____

Defeitos da Árvore e Condições que Afetam a Probabilidade de Falha

— Copa e Galhos —

Copa desequilibrada <input type="checkbox"/> PCV _____ % Galhos e Ramos Mortos <input type="checkbox"/> _____ % sobre o total Diâmetro Máximo Número de Galhos Quebrados ou dependurados _____ Diâmetro Máximo Galhos comprimidos e estiolados <input type="checkbox"/> Histórico de podas Limpeza de copa <input type="checkbox"/> Desbaste <input type="checkbox"/> Elevação <input type="checkbox"/> Redução de copa <input type="checkbox"/> Destopo <input type="checkbox"/> Rabo de leão (POODLE) <input type="checkbox"/> Cortes rentes <input type="checkbox"/> Outras <input type="checkbox"/> Madeira de reação Principal(ais) problema(s) _____	Rachaduras <input type="checkbox"/> _____ Danos por descargas atmosféricas <input type="checkbox"/> Codominantes <input type="checkbox"/> _____ Casca inclusa <input type="checkbox"/> Ligações fracas <input type="checkbox"/> _____ Cavidade/Buraco de ninho _____ % da circunferência Falhas anteriores de galhos <input type="checkbox"/> _____ Galhos semelhantes presentes <input type="checkbox"/> Casca morta ou faltando <input type="checkbox"/> Cancro/Galhas/Tumores <input type="checkbox"/> Lesões ou apodrecimento no alburno <input type="checkbox"/> Orelha de pau <input type="checkbox"/> Apodrecimento do cerne <input type="checkbox"/> _____
--	---

Carga sobre o defeito N/A Pequena Moderada Significante
Probabilidade de falha Improvável Possível Provável Iminente

-- Tronco --

Casca morta ou ausente Cor ou textura anormal da casca

Troncos codominantes Casca inclusa Rachaduras

Lesões ou apodrecimento no alburno Cancro/Galhas/Tumores

Exsudação de seiva Danos por descargas atmosféricas

Apodrecimento do cerne Orelhas de pau ou cogumelos

Cavidade/Buraco de ninho _____ % da circunferência Profundidade _____

Pouca conicidade Inclinação _____ ° Corrigida? _____

Madeira de reação

Principal(ais) problema(s)

Carga sobre o defeito

N/A Pequena Moderada Significante

Probabilidade de falha Improvável Possível Provável Iminente

-- Raízes e Colo --

Colo enterrado/Não visível Profundidade _____ Estrangulamento de tronco

Mortas Podres Orelhas de pau/Cogumelos

Exsudação Cavidade _____ % da circunferência

Rachaduras Raízes seccionadas ou danificadas Distância do tronco _____

Elevação do prato de raízes Falta de Resistência do solo

Madeira de reação

Principal(ais) problema(s)

Carga sobre o defeito

N/A Pequena Moderada Significante

Probabilidade de falha Improvável Possível Provável Iminente

Categorização de Riscos

Condição Nº	Parte da Árvore	Situação(s) Preocupante(s)	Tamanho da Parte	Altura de queda	Nº do Alvo	Proteção do Alvo	Probabilidades										Consequências				Grau de risco da estrutura – matriz 2		
							Falha				Impacto				Ambos (matriz 1)		Desprezíveis	Menores	Significantes	Graves			
							Improvável	Possível	Provável	Iminente	Muito Baixa	Baixa	Média	Alta	Improvável	Pouco Provável							
1	Tronco	40cm			1	Non			X						X						X	Mod	
		40cm			2	Non			X			X										X	Baixo
		40cm			3	Non			X			X			X			X					Mod
2																							

Matriz 1 – Matriz de Probabilidade

Probabilidade	Probabilidade de Atingir o Alvo			
	Muito Baixa	Baixa	Média	Alta
Iminente	Improvável	Pouco Provável	Provável	Muito Provável
Provável	Improvável	Improvável	Pouco Provável	Provável
Possível	Improvável	Improvável	Improvável	Pouco Provável
Improvável	Improvável	Improvável	Improvável	Improvável

Matriz 2 – Matriz de Graduação de Riscos

Probabilidade de Falha e Impacto	Consequências da Falha			
	Desprezíveis	Menores	Significantes	Graves
Muito Provável	Baixo	Moderado	Alto	Máximo
Provável	Baixo	Moderado	Alto	Alto
Pouco Provável	Baixo	Baixo	Moderado	Moderado
Improvável	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo

Observações, Explicações, Descrições

Alternativas de Mitigação _____ Risco Residual _____

Alternativas de Mitigação _____ Risco Residual _____

Alternativas de Mitigação _____ Risco Residual _____

Alternativas de Mitigação _____ Risco Residual _____

Classificação global do risco da árvore Baixo Moderado Alto Extremo Prioridade de intervenção 1 2 3 4

Risco Residual Global Baixo Moderado Alto Extremo Intervalo de Inspeção Recomendado _____

Data Final Preliminar **Necessidade d Avaliação Avançada** Não Sim – Tipo e Razão _____

Limitações à Inspeção Nenhuma Visibilidade Acesso Trepadeiras Colo enterrado

Descreva _____

ANEXO 2 – LISTA COM TODOS OS DEFEITOS OBSERVADOS NAS ÁRVORES

Copa	Tronco	Raízes
Erva-de-passarinho	Pragas	Raízes enoveladas
Copa desequilibrada	Casca morta ou faltando	Podridão
Galhos mortos	Troncos codominantes	Corpo de frutificação de fungo
Galhos quebrados	Podridão do cerne	Raízes cortadas ou com danos
Galhos super alongados	Podridão do alburno	
Poda de limpeza	Textura anormal da casca	
Poda de elevação	Casca inclusa	Soerguimento nas raízes
Poda drástica	Rachaduras	Solo desagregado
Corte Rente	Cancro ou galhas	
Rachaduras	Exsudações	
Brotações epicórmicas	Corpo de frutificação de fungo	Crescimento Responsivo
Casca inclusa	Cavidades	
Casca morta ou faltando	Inclinação	Cancro
Podridão do cerne	Crescimento responsivo	
Podridão do alburno		
Crescimento responsivo		

FONTE: O autor (2022).

ANEXO 3 – VARIÁVEIS BIOMÉTRICAS E CLASSE DE RISCO DE TODAS AS ÁRVORES ANALISADAS

Árvores	RCN	RCS	RCL	RCO	CC	AT	DAP (m)	CLASSE DE RISCO
T. tipu 1	3,5	10,3	7,4	5,5	20,54	29,73	0,59	MODERADO
T. tipu 2	14,2	5,2	9,8	10,5	24,94	31,73	0,78	ALTO
T. tipu 3	13,1	8,5	14,1	6,6	20,17	25,32	0,85	ALTO
T. tipu 4	11,2	7,1	4,2	9,8	25,51	30,36	0,74	BAIXO
T. tipu 5	12,2	2,4	12,7	8,5	23,39	33,32	0,50	BAIXO
T. tipu 6	16,8	10,4	9	13,6	25,51	32,78	1,02	MODERADO
T. tipu 7	10,6	9,4	10,8	10,8	20,49	27,97	0,66	ALTO
T. tipu 8	0	8,3	5,5	7,7	8,06	14,61	0,45	ALTO
T. tipu 9	10,5	8,4	13,8	8,1	23,12	30,03	0,78	MODERADO
T. tipu 10	7,8	14,3	8,2	11,2	10,86	15,84	0,80	ALTO
T. tipu 11	3,7	6,9	11,2	1,4	17,55	22,26	0,73	ALTO
T. tipu 12	7,8	12,8	13,6	13	25,45	30,08	1,08	MODERADO
T. tipu 13	11,1	7,3	10,4	7	24,57	30,44	0,84	ALTO
T. tipu 14	6,1	3,9	8	5,1	13,77	17,75	0,43	ALTO
T. tipu 15	3,4	9,8	3,3	13,3	21,37	26	0,58	MODERADO
T. tipu 16	8,1	10,3	12,7	7,6	26,35	31,52	0,57	ALTO
T. tipu 17	8,6	5,2	10,8	7,4	24,31	32,84	0,71	ALTO
T. tipu 18	7,2	10,8	7,8	11,8	23,52	29,83	0,75	MODERADO
T. tipu 19	10,6	6,9	12,6	7,1	20	26,3	0,64	ALTO
T. tipu 20	8,5	8,1	11,4	8,8	25,2	32,06	0,87	MODERADO
T. tipu 21	5	9,2	7,6	8,9	18,2	24,24	0,63	ALTO
T. tipu 22	6,4	16,2	12	10,3	16,24	21,19	0,77	ALTO
T. tipu 23	10,3	14	5,2	8,7	14,8	20,3	0,86	ALTO
T. tipu 24	3,6	4,9	4,4	6,1	11,7	18,19	0,54	ALTO
T. tipu 25	1,6	9,7	5	4,8	13,04	18,18	0,58	ALTO

<i>T. tipu</i> 26	6	10,6	5,8	10,5	15,03	22,29	0,66	ALTO
<i>T. tipu</i> 27	2,3	4,9	2,3	4,4	11,37	15,69	0,55	ALTO
<i>T. tipu</i> 28	7,5	8,7	9,8	10,2	15,24	24,17	0,65	BAIXO
<i>T. tipu</i> 29	9,8	6,5	4	8,7	10,1	16,54	0,59	MODERADO
<i>T. tipu</i> 30	10	2,4	3,3	6,2	13,19	19,71	0,51	BAIXO
<i>T. tipu</i> 31	9	6	0	7,7	10,52	18,55	0,62	BAIXO
<i>T. tipu</i> 32	14,1	7,7	6	6,4	20,43	27,76	0,81	BAIXO
<i>T. tipu</i> 33	11,9	6,8	3	4,6	15,3	21,72	0,57	MODERADO
<i>T. tipu</i> 34	12,2	1,9	8,1	4,5	19,46	27,9	0,61	MODERADO
<i>T. tipu</i> 35	13,5	3,9	10,7	5,2	17,01	29	0,60	BAIXO
<i>T. tipu</i> 36	7,5	9,4	3	15	15,99	30,18	0,60	MODERADO
<i>T. tipu</i> 37	17,5	1,4	9,7	5,5	18,76	23,18	0,86	BAIXO
<i>T. tipu</i> 38	4	8,1	9,7	5,6	20,75	29,45	0,89	MODERADO
<i>T. tipu</i> 39	7,6	13,6	10,8	10,4	20,34	28,76	0,99	BAIXO
<i>T. tipu</i> 40	8,5	7,4	12,2	9,3	19,1	28,35	0,74	MODERADO
<i>T. tipu</i> 41	9,2	7,8	13	8,2	14,73	27,58	0,55	ALTO
<i>T. tipu</i> 42	9,6	6,6	11,7	8,9	11,45	23,21	0,65	ALTO
<i>T. tipu</i> 43	17,7	2,7	9,3	13,7	18,66	27,04	0,76	BAIXO
<i>T. tipu</i> 44	10	0	10,5	3	15,05	25,69	0,48	MODERADO
<i>T. tipu</i> 45	3,3	12,3	7,6	6,7	23,1	31,77	0,55	MODERADO
<i>T. tipu</i> 46	7,4	10,6	5,6	9,6	21,06	33,95	0,59	BAIXO
<i>T. tipu</i> 47	9,3	13,7	13,1	9,3	20,88	27,08	0,82	BAIXO
<i>T. tipu</i> 48	7,8	3,9	8,8	7,2	10,88	29,81	0,43	BAIXO
<i>T. tipu</i> 49	10,2	8,3	13,1	5,6	27,06	39,43	0,88	MODERADO
<i>T. tipu</i> 50	10,2	8,3	5,2	5,5	31,88	45,31	0,70	BAIXO
<i>T. tipu</i> 51	13,2	7,3	6,3	10,5	33,73	46,05	0,80	BAIXO
<i>T. tipu</i> 52	2	17,3	7,4	16,8	17,63	24,24	0,91	MODERADO
<i>T. tipu</i> 53	14,6	9,5	6,5	17,2	20,69	27,4	1,24	MODERADO
<i>J. mimosifolia</i> 1	5,3	7,1	6,3	10	8,81	14,26	0,60	ALTO
<i>J. mimosifolia</i> 2	7,8	4,7	5,8	9,2	9,16	14,51	0,62	MODERADO

<i>J. mimosifolia</i> 3	4,2	4	2,8	2,2	11,54	18,13	0,57	ALTO
<i>J. mimosifolia</i> 4	3	3,7	1	3,2	7,8	16,86	0,24	MODERADO
<i>J. mimosifolia</i> 5	5,7	9,3	10,7	0	13,48	18,93	0,39	ALTO
<i>J. mimosifolia</i> 6	7,1	5,6	5,3	4,5	7,64	13,04	0,37	ALTO
<i>J. mimosifolia</i> 7	8,6	9,4	8	0,4	17,91	24,33	0,72	ALTO
<i>J. mimosifolia</i> 8	7,5	8,3	1,2	5,8	11,88	17,03	0,38	ALTO
<i>J. mimosifolia</i> 9	1,6	3,6	1,7	3,6	6,82	12,08	0,15	BAIXO
<i>J. mimosifolia</i> 10	6,4	9	2,4	7,6	12,94	18,81	0,50	BAIXO
<i>J. mimosifolia</i> 11	4,6	4,6	4,9	6	8,42	15,28	0,36	BAIXO
<i>J. mimosifolia</i> 12	2,9	5,3	3,8	4,3	7,59	14,58	0,32	MODERADO
<i>J. mimosifolia</i> 13	0	4	1,7	5,1	7,49	17,76	0,36	MODERADO
<i>J. mimosifolia</i> 14	10,5	0	0	6,3	8,76	13,71	0,28	BAIXO
<i>J. mimosifolia</i> 15	10,5	0	7,1	4,5	7,78	17,09	0,46	BAIXO
<i>J. mimosifolia</i> 16	4	5,5	8,95	0	13,19	25,05	0,69	MODERADO
<i>J. mimosifolia</i> 17	3	0,5	10,35	0	9,88	23,22	0,49	MODERADO
<i>J. mimosifolia</i> 18	0,9	5,5	2,9	7,7	9,93	19,44	0,67	ALTO
<i>J. mimosifolia</i> 19	2,1	4,7	4,9	1,7	10,88	19,59	0,46	MODERADO
<i>J. mimosifolia</i> 20	1,1	3,4	0,5	7	13,25	18,22	0,62	ALTO
<i>J. mimosifolia</i> 21	7,2	7,3	3,6	9	9,81	14,94	0,54	ALTO
<i>J. mimosifolia</i> 22	7	0	4,1	3,6	6,44	9,52	0,41	ALTO
<i>J. mimosifolia</i> 23	7	3,7	4,7	3,7	13,24	19,68	0,51	ALTO
<i>J. mimosifolia</i> 24	7,4	11,2	11,3	11,4	17,46	28,06	0,94	ALTO
<i>J. mimosifolia</i> 25	5	5,5	4	7	10,88	16,88	0,64	ALTO
<i>J. mimosifolia</i> 26	5,4	8,9	6,1	7,2	11,52	20,24	0,51	ALTO
<i>J. mimosifolia</i> 27	4,4	6,6	5,8	4,3	11,96	15,4	0,28	MODERADO
<i>J. mimosifolia</i> 28	9,3	11,3	10,3	10,9	19,25	23,33	0,64	ALTO
<i>J. mimosifolia</i> 29	7,4	12,4	9,2	8	17,99	25,81	0,73	MODERADO
<i>J. mimosifolia</i> 30	12,6	12,3	14,3	11,2	22,59	32,45	0,95	MODERADO
<i>J. mimosifolia</i> 31	5,3	4,9	10,5	1,2	14,08	19,35	0,32	BAIXO
<i>J. mimosifolia</i> 32	7	9,9	3,1	4,3	10,71	15,6	0,60	BAIXO

<i>E. falcata</i> 1	5,3	7,7	6,8	5,2	15,6	29,3	0,67	BAIXO
<i>E. falcata</i> 2	4	3	5,3	1,6	11,01	17,95	0,29	MODERADO
<i>E. falcata</i> 3	13,5	8,9	9,4	13,7	22,55	45,35	1,05	ALTO
<i>E. falcata</i> 4	10,2	8,4	3,1	4,7	15,49	20,66	0,56	MODERADO
<i>E. falcata</i> 5	5,5	4,3	4,6	4,5	15,6	21,14	0,58	BAIXO
<i>E. falcata</i> 6	5,8	7,8	7	2,8	20,2	27,4	0,45	BAIXO
<i>E. falcata</i> 7	7,6	3,5	2,4	5,9	12,75	19,7	0,37	BAIXO
<i>E. falcata</i> 8	7,2	3,4	5,4	5,9	10,72	14,85	0,45	BAIXO
<i>E. falcata</i> 9	6,7	7,2	4,7	3,6	10,82	15,25	0,41	BAIXO
<i>E. falcata</i> 10	8,2	7	7	6,7	12,59	19,65	0,85	ALTO
<i>E. falcata</i> 11	6,6	8,7	5,1	7,6	9,11	16,91	0,99	ALTO
<i>E. falcata</i> 12	7,6	6,4	6,5	3,5	8,37	17,79	0,76	MODERADO
<i>E. falcata</i> 13	9,9	3,2	2,8	6,6	9,55	17,54	0,80	MODERADO
<i>E. falcata</i> 14	2,7	6,6	5,1	3,9	7,23	16,2	0,59	BAIXO
<i>E. falcata</i> 15	10,9	6,6	3,6	4,4	8,61	20,71	0,73	BAIXO
<i>E. falcata</i> 16	6,8	3,4	1,9	2,4	4,76	12,36	0,32	BAIXO
<i>E. falcata</i> 17	6,7	6,4	5	5,4	18,45	24,71	0,81	BAIXO
<i>E. falcata</i> 18	8	10,9	9	8,5	18,25	25,21	0,89	MODERADO
<i>E. falcata</i> 19	6,6	6,9	10,9	4,4	9,09	18,27	0,69	BAIXO
<i>E. falcata</i> 20	9,8	20,8	6,5	7,7	19,73	25,85	0,84	MODERADO
<i>E. falcata</i> 21	8,1	9	7,2	8,2	12,35	17,07	0,70	MODERADO
<i>E. falcata</i> 22	5	1,5	0,7	6,6	9,02	17,91	0,29	MODERADO
<i>E. falcata</i> 23	2,5	3	2,6	8,8	6,46	14,69	0,35	BAIXO
<i>E. falcata</i> 24	6	4,7	5,9	1,5	6,58	12,05	0,36	ALTO
<i>E. falcata</i> 25	11	10,4	9,3	11,5	13,41	26,57	0,86	MODERADO
<i>M. azedarach</i> 1	2,4	4	6,3	0,5	3,88	9,2	0,27	MODERADO
<i>M. azedarach</i> 2	9	8,3	4	4,6	5,84	13,48	0,55	MODERADO
<i>M. azedarach</i> 3	4,6	4,9	4,3	3,2	6,5	10,61	0,46	ALTO
<i>M. azedarach</i> 4	3,8	5,4	6,1	3	5,91	9,4	0,40	ALTO
<i>M. azedarach</i> 5	3,8	7,3	3,2	6,8	9	16,46	0,40	BAIXO

<i>M. azedarach</i> 6	10,1	10,5	8,5	9,8	13,09	20,85	0,59	MODERADO
<i>L. lucidum</i> 1	4,5	5,6	3,5	4,5	8,25	17,39	0,57	MODERADO
<i>L. lucidum</i> 2	1,2	0,8	1,3	0,6	1,5	5,16	0,12	BAIXO
<i>L. lucidum</i> 3	2,7	3,2	3,4	2,9	5,98	7,97	0,28	MODERADO
<i>L. lucidum</i> 4	5,3	5,7	3,6	6,8	6,83	8,74	0,38	BAIXO
<i>L. lucidum</i> 5	6,1	4,2	7,4	2,2	6,56	10,97	0,37	BAIXO
<i>L. lucidum</i> 6	4	3,4	3,9	3,8	6,63	7,78	0,11	BAIXO

FONTE: O autor (2022).