



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE FILOSOFIA E CIÊNCIAS HUMANAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS GEOGRÁFICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE

VANESSA BASTOS SIMÕES DA COSTA

**BIOMONITORAMENTO DA ARBORIZAÇÃO EM ÁREAS URBANAS: caracteres
vegetais como indicadores de poluição atmosférica**

Recife

2018

VANESSA BASTOS SIMÕES DA COSTA

**BIOMONITORAMENTO DA ARBORIZAÇÃO EM ÁREAS URBANAS: caracteres
vegetais como indicadores de poluição atmosférica**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do Título de Doutora em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Linha de Pesquisa: Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Rejane Magalhães de Mendonça Pimentel.

Coorientador: Prof^º. Dr. Cláudio Jorge de Moura Castilho.

Coorientadora: Prof^ª. Dr^ª. Josiclêda Domiciano Galvíncio.

Recife

2018

Catálogo na fonte
Bibliotecária: Maria Janeide Pereira da Silva, CRB4-1262

C837b Costa, Vanessa Bastos Simões da.
Biomonitoramento da arborização em áreas urbanas : caracteres vegetais como indicadores de poluição atmosférica / Vanessa Bastos Simões da Costa. – 2018.
120 f. : il. ; 30 cm.

Orientadora : Prof^a. Dr^a. Rejane Magalhães de Mendonça Pimentel.

Coorientador : Prof. Dr. Cláudio Jorge de Moura Castilho.

Coorientadora : Prof^a. Dr^a. Josiclêda Domiciano Galvêncio.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Pernambuco, CFCH.
Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente,
Recife, 2018.

Inclui referências e apêndices.

1. Meio ambiente. 2. Poluição urbana. 3. Arborização das cidades. 4. Poluição atmosférica. 5. Morfoanatomia foliar. 6. Espectrorradiometria. I. Pimentel, Rejane Magalhães de Mendonça (Orientadora). II. Castilho, Cláudio Jorge de Moura (Coorientador). III. Galvêncio, Josiclêda Domiciano (Coorientadora). IV. Título.

363.7 CDD (22. ed.)

UFPE (BCFCH2018-239)

VANESSA BASTOS SIMÕES DA COSTA

**BIOMONITORAMENTO DA ARBORIZAÇÃO EM ÁREAS URBANAS: caracteres
vegetais como indicadores de poluição atmosférica**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do Título de Doutora em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Aprovada em: 12/03/2018.

BANCA EXAMINADORA

Dr^a. Rejane Magalhães de Mendonça Pimentel (Orientadora)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Dr^a. Milena Dutra da Silva (Examinador Externo)
Universidade Federal de Alagoas

Dr^a. Maria das Graças Santos das Chagas (Examinador Externo)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Dr^a. Valéria Sandra de Oliveira Costa (Examinador Externo)
Universidade Federal do Piauí

Dr^a. Maria do Socorro Bezerra de Araújo (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Dedico à minha amada mãe Valéria, quem sempre foi meu alicerce, meu guia, sempre esteve ao meu lado, me dando força e coragem.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus, pelo dom da vida, pela caminhada, por ser quem sou, por ter minhas qualidades e defeitos, mas principalmente por tudo e todos que Ele colocou no caminho, pois nós somos um somatório de todas as experiências vividas.

Meu Deus, o que seria de mim, sem tantos anjos, me abençoaste com pessoas maravilhosas, das quais não posso esquecer de nenhuma e se, em algum momento, esquecer, me ajuda a lembrar, pois faço muita questão de que todas estejam aqui, como estiveram presentes em minha jornada.

Agradeço à minha orientadora Rejane Pimentel, com quem eu convivi basicamente toda minha carreira acadêmica, me acompanhando desde a iniciação científica, lá em 2009, com quem aprendi muito, e sou muito grata por todos os ensinamentos e momentos compartilhados. Mas estamos chegando ao final de mais um ciclo e espero que nossa história tenha sido muito positiva para você assim como foi para mim, e obrigada por todos esses anos e todos os ensinamentos compartilhados.

À minha coorientadora Josiclêda, que além de contribuir com equipamentos e espaço para que parte dos resultados saíssem de fato, em um dado momento do caminho, em uma das apresentações, seu olhar me passou tanta confiança, que foi uma grande dose de ânimo, obrigada professora. Além disso, me apresentou a algumas pessoas, que contribuíram muito com minha produção de dados, ajudando em coleta, no uso dos equipamentos, e até mesmo na discussão, Antônio Junior, Lucas Reis e Rodrigo Miranda.

A todos os estagiários do LAFF, que foram alguns muitos, ao longo destes anos, mas em especial a Will Jones, que colaborou com coleta, processamento e até mesmo divulgação científica, além da companhia nas tantas horas de laboratório. Neste sentido, agradeço ao convívio com Fábio, Mirtes, Gabriela, Yasmim, Luiz, Jade, que estiveram presentes nestes últimos anos. Mas ao longo dos 9 anos de laboratório, gostaria de agradecer também a Ivanilson, Vanessa, Priscila (in memorian), Gracinha, Pedro, Juliana, Arlison, Joel, Carla, Yasmim, e um muito especial a Milena, que nesta fase de doutorado, me hospedou em sua casa, me ajudou com palavras de incentivo, com conversas sobre o entendimento da vida acadêmica, e com muitas contribuições para o trabalho, estando presente em praticamente todas as minhas bancas.

Agradeço ao corpo docente do doutorado, em especial aqueles professores com quem estive junto ao longo das disciplinas.

Aos funcionários da secretaria do Prodema, mas um muitíssimo obrigada a Solange, por esclarecer todas as dúvidas, auxiliar nos entendimentos da parte burocrática, sendo os pés e as mãos.

Agradeço a FACEPE pelo apoio financeiro, e as Universidade Federal de Pernambuco e Universidade Federal Rural de Pernambuco pelo apoio institucional.

Gostaria de agradecer também a todos os colegas de turma, principalmente aqueles com quem mais interagi nas disciplinas, que puderam expor um pouco da sua visão de mundo e ouvir um pouco a minha, trocamos histórias, experiências, vivências, e alguns levo comigo, nas redes sociais, partilhando uma amizade e angústias, Deyna e Francine. E um agradecimento especial aos amigos do Prodema-UFPE, da minha não muito grande turma, mas foi muito bom conhecer vocês, e poder desabafar, contar as lutas, perdas e vitórias também, então obrigada Patricia, Eleno, Gilberto, Tiago, mais uma vez Gabriela, e a Manuela, por quem tenho um carinho mais que especial.

Mais uma vez gostaria de agradecer a Manu, por me apresentar o Raphael, meu estatístico, uma pessoa que chegou no finalzinho, mas deu um gás e muito me ajudou, com calma e paciência (muita paciência).

Agradeço aos amigos, principalmente aqueles que puderam e toparam me ajudar na reta final, Rafael, Jade, Matheus, José, Débora e Giovani.

Quero agradecer a todos os professores que tive na vida, e olhe que foram muitos, desde os anos escolares, sim quero lembrar deles, pois eles que plantam a sementinha, um agradecimento muito especial, a minha professora de biologia, que foi um grande exemplo de profissional, em que me espelhei na hora de escolher o curso, e não me arrependo, Vanessa. Aos que tive na graduação, aos do mestrado, aos da licenciatura, infelizmente não consigo escrever o nome de todos, mas sem dúvida, sou muito grata!

Não posso deixar de agradecer a minha grande amiga Priscila, mesmo que nestes últimos tempos não possamos estar juntas tanto quanto gostaríamos, mas temos um grande laço afetivo, e sei que ela torce demais por mim, como eu por ela.

Aos colegas e amigos, desde o tempo da escola, que torcem por mim lá de longe, e, principalmente aos que a Rural me deu, Pri, Zé, Manu, Lalis, Nathy, Narinha, Juli, Karlinha e são tantos mais.... aos compadres, Mariana e Marcelo, por quem tenho um carinho muito grande. E um agradecimento mais que especial a Vanessa e Gabriela, que estivemos sempre juntas, e nestes últimos anos, fomos um suporte muito grande, as conversas, risadas, desabafos, fizeram com que chegássemos juntas e fortes, obrigada minhas cabecinhas.

As amigas que fiz no mestrado, nossa, que turma tão boa! A vida ficou mais leve com vocês, obrigada meninas, Flávia, Mariana, Fernanda, Veruscka, novamente Gabriela e Laís.

Aos amigos vizinhos e ex-vizinhos, que me apoiam com palavras de incentivo, e no manual mesmo, seja, me ajudando com a casa, com o Gui, e até emprestando o computador, principalmente Guerra, Fátima, Nane, Odon, Natali, Dreza e Fred.

A minha família, que muito me incentiva, me fazem me sentir o máximo, mesmo quando estou mal.... obrigada, por que sem uma boa base, tudo ficaria mais difícil. Então obrigada a meus tios e tias, primos e primas, madrinha, minha prima-irmã, minha vó, minhas irmãs e meu pai.

Agradeço também a minha sogra, pois, sem sua ajuda, quando o Gui era um bebe, talvez eu não tivesse conseguido continuar, muito obrigada.

A meu marido, Giovani, que já passamos por muitas coisas, afinal são 9 anos juntos, mas sei que apesar de muitas dificuldade e desapontamentos, ele acredita demais em mim, e é ele que está ao meu lado, aguentando todos os estresses, gritos, picos emocionais, obrigada, e desculpas pelos momentos difíceis!

A minha mãe, que não sei nem como agradecer, tudo que faz por mim, minha maior incentivadora, minha fã número 1, é tão bom saber que sou motivo de orgulho para você, pois você é meu espelho, muito obrigada por tudo que você fez por mim, pela educação que me deu, pelos princípios e valores que me passou, sei que ao longo da caminhada, acontecem algumas coisas, desculpa pelos momentos de falha. Você é minha base e só posso agradecer e dizer que te amo muito.

E um agradecimento muito especial ao meu filho, sei que, ainda novinho, não entende, mas ele que foi uma produção Ruralínea, já suportou tanta coisa que nem tem ideia, e ele com seus 6 aninhos, já me ensinou tanto sobre a vida, que não tem nem ideia! Desculpa meu filho, pelos erros, mas acredito que a construção da maternidade se dá nas conexões que estabelecemos, sou muita grata por ter oportunidade de ser sua mãe. Eu te amo infinitamente!

RESUMO

Nas últimas décadas vivenciamos grandes problemas ambientais, dentre eles pode se destacar a poluição atmosférica, que vem apresentando níveis cada vez mais preocupantes, principalmente pelo uso de combustíveis fósseis pelas indústrias e veículos automotivos. Essa crescente poluição do ar vem trazendo sérios prejuízos à qualidade ambiental e saúde humana. Diante dessa problemática, métodos de monitoramento da poluição atmosférica vêm sendo utilizados para investigar esses impactos, com o estudo de espécies vegetais que atuam como bioindicadoras, além de auxiliarem mitigação dos efeitos desses poluentes sob o ambiente e saúde humana. Essas investigações podem ser feitas por meio do estudo de caracteres morfológicos, anatômicos, espectrais e fisiológicos nas folhas dos vegetais. Sendo assim, este estudo objetiva estudar características morfoanatômicas, espectrais e fisiológicas indicadoras da poluição do ar em espécies vegetais estabelecidas em áreas submetidas à diferentes intensidades de tráfego automotivo. Foram coletadas amostras vegetais de quatro espécies arbóreas *Delonix regia*, *Pithecellobium dulce*, *Senna spectabilis* var. *excelsa* e *Terminalia catappa*, na cidade do Recife, em duas áreas, de alto e baixo nível de poluição atmosférica. As espécies foram analisadas quanto à morfologia, anatomia, reflectância espectral e teores de clorofila. Esses parâmetros foram comparados entre as duas áreas através do teste T ($p < 0,05$), e foram submetidos a análises de correlação. Os parâmetros de área, largura e comprimento foliar, a densidade e o índice de tricomas na face adaxial da epiderme, a espessura do parênquima paliçádico, o NDVI, o comportamento das curvas de refletância e os teores de clorofila apresentaram diferença entre as áreas para todas as espécies, mostrando-se úteis como bioindicadores de poluição atmosférica. A análise da curva espectral mostrou que a região do infravermelho é bastante sensível às condições ambientais, funcionando como um bioindicador eficiente, visto que todas as espécies apresentaram o mesmo comportamento da curva espectral nesta região, ocorrendo uma elevação da reflectância sob alta poluição atmosférica. *D. regia* mostrou-se como a espécie mais sensível à poluição atmosférica, e *T. catappa* como a mais tolerante.

Palavras-chave: Caracteres bioindicadores. Vegetação. Morfoanatomia foliar. Espectrorradiometria.

ABSTRACT

In the last decades we have experienced major environmental problems, among them can be highlighted the air pollution, which has been presenting increasingly worrying levels, mainly by the use of fossil fuels by industries and automotive vehicles. This increasing air pollution has been causing serious damage to environmental quality and human health. In view of this problem, atmospheric pollution monitoring methods have been used to investigate these impacts, with the study of plant species that act as bioindicators, besides helping to mitigate the effects of these pollutants under the environment and human health. These investigations can be made through the study of morphological, anatomical, spectral and physiological characters in the leaves of the plants. Therefore, this study aims to study the morpho-anatomical, spectral and physiological characteristics of air pollution in established plant species in areas submitted to different intensities of automotive traffic. Plant samples of four tree species *Delonix regia*, *Pithecellobium dulce*, *Senna spectabilis* var. *excelsa* and *Terminalia catappa*, in the city of Recife, in two areas, high and low level of air pollution. The species were analyzed for morphology, anatomy, spectral reflectance and chlorophyll content. These parameters were compared between the two areas through the T test ($p < 0.05$), and were submitted to correlation analyzes. The parameters of area, width and leaf length, density and trichome index in the adaxial face of the epidermis, thickness of palisade parenchyma, NDVI, behavior of reflectance curves and chlorophyll content showed differences between areas for all the species, being useful as bioindicators of atmospheric pollution. The analysis of the spectral curve showed that the infrared region is very sensitive to the environmental conditions, functioning as an efficient bioindicator, since all the species presented the same behavior of the spectral curve in this region, occurring an elevation of reflectance under high atmospheric pollution. *D. regia* proved to be the most sensitive species to air pollution, and *T. catappa* as the most tolerant.

Keywords: Bioindicator characters. Vegetation. Leaf morphoanatomy. Spectroradiometry.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização das áreas de coleta em locais com alta e baixa poluição atmosférica, em decorrência do tráfego automotivo na cidade de Recife.....	31
Figura 2 - Espécies arbóreas analisadas, presente na arborização urbana da cidade de Recife, Pernambuco, Nordeste do Brasil.....	32
Figura 3 - Vista frontal da face adaxial da epiderme da lâmina foliar em microscopia ótica de espécies estabelecidas na cidade de Recife.....	38
Figura 4 - Vista transversal da espécie <i>Senna spectabilis</i> var. <i>excelsa</i>	40
Figura 5 - Médias da reflectância espectral foliar por comprimento de onda de 350-2500 nm (n=100) e secções transversais da lâmina foliar em microscopia ótica.....	41
Figura 6 - Evolução da frota de veículos na cidade de Recife, Pernambuco, Brasil, nos últimos 20 anos.....	54
Figura 7 - Médias da reflectância espectral foliar por comprimento de onda de 325-1075 nm (n=100).....	58
Figura 8 - Secções paradérmicas da lâmina foliar em microscopia ótica.....	61
Figura 9 - Secções paradérmicas da lâmina foliar em microscopia ótica, evidenciando tricomas tectores.....	62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores médios, seguidos de desvio padrão e coeficiente de variação (n=100) dos caracteres morfológicos foliares de espécies estabelecidas em áreas com alta e baixa poluição atmosférica.....	36
Tabela 2 - Valores médios, seguidos de desvio padrão e coeficiente de variação (n=150) da densidade (nº/mm ²) e índice de tricomas (%) de espécies estabelecidas em áreas com alta e baixa poluição atmosférica.....	37
Tabela 3 - Valores médios, seguidos de desvio padrão e coeficiente de variação (n=150) dos caracteres estruturais foliares (µm) de espécies estabelecidas em áreas com alta e baixa poluição atmosférica, em decorrência do tráfego automotivo na cidade de Recife, Pernambuco, Nordeste do Brasil.....	39
Tabela 4 - Média dos índices espectrais (n=60) NDVI1, NDVI2, NDWI em espécies estabelecidas em áreas com maior e menor tráfego automotivo na cidade de Recife, Pernambuco, Nordeste do Brasil.....	42
Tabela 5 - Valores do teste de correlação de Pearson entre os parâmetros foliares e os índices espectrais, para espécie <i>Delonix regia</i>	44
Tabela 6 - Valores do teste de correlação de Pearson entre os parâmetros foliares e os índices espectrais, para espécie <i>Pithecellobium dulce</i>	45
Tabela 7 - Valores do teste de correlação de Pearson entre os parâmetros foliares e os índices espectrais, para espécie <i>Senna spectabilis</i> var. <i>excelsa</i>	46
Tabela 8 - Valores do teste de correlação de Pearson entre os parâmetros foliares e os índices espectrais, para espécie <i>Terminalia catappa</i>	46
Tabela 9 - Valores médios dos teores de clorofila a, clorofila b e clorofila total (a+b), nas folhas de espécies estabelecidas em áreas com alta e baixa poluição atmosférica, em decorrência do tráfego automotivo na cidade de Recife, Pernambuco, Nordeste do Brasil.....	57
Tabela 10 - Valores médios, seguidos de desvio padrão (n=90) dos caracteres anatômicos e índices espectrais foliares.....	59

LISTA DE ABREVIATURA E SIGLAS

+P	Área mais poluída
-P	Área menos poluída
AFE	Área foliar específica
AP	Alta poluição
BP	Baixa poluição
DP	Desvio padrão
ECAB	Espessura da cutícula na face abaxial
ECAD	Espessura da cutícula na face adaxial
EEAB	Espessura da epiderme na face abaxial
EEAD	Espessura da epiderme na face adaxial
Ef	Espessura foliar
EM	Espessura do mesófilo
NCPE	Número de camadas de parênquima esponjoso
N CPP	Número de camadas de parênquima paliçádico
NDVI	Índice de Vegetação da Diferença Normalizada
NDWI	Índice de Diferença Normalizada da Água
PE	Espessura do parênquima esponjoso
PM	Material particulado
PP	Espessura do parênquima paliçádico
P	Valor da significância, teste Tukey
+P	Área mais poluída
-P	Área menos poluída

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	16
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	18
2.1	O Processo de Urbanização.....	18
2.2	Poluição atmosférica.....	19
2.3	Influência da poluição atmosférica na saúde humana.....	20
2.4	Efeitos da poluição atmosférica sob os vegetais.....	22
2.5	Arborização urbana.....	24
2.6	Influência da arborização na temperatura de áreas urbanas.....	26
2.7	Papel da arborização urbana na mitigação da poluição atmosférica.....	27
3	INDICADOR ESPECTRAL FOLIAR PARA BIOMONITORAMENTO DE POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA EM ÁREA URBANA.....	29
3.1	Material e métodos.....	30
3.1.1	Área de estudo	30
3.1.2	Coleta de amostras botânicas.....	31
3.1.3	Parâmetros foliares.....	32
3.1.4	Reflectância hiperespectral.....	33
3.1.5	Análise estatística.....	34
3.2	Resultados.....	34
3.2.1	Análise morfoanatômica	34
3.2.2	Análise hiperespectral.....	42
3.2.3	Relação entre parâmetros foliares e a poluição atmosférica.....	43
3.2.4	Relação entre parâmetros foliares e os índices espectrais.....	44
3.3	Discussão.....	47
3.4	Conclusão.....	52
4	CARACTERES FISIOLÓGICOS, ESPECTRAIS E ANATÔMICOS FOLIARES COMO BIOINDICADORES DE POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA.....	53
4.1	Material e métodos.....	54
4.1.1	Área de estudo	54
4.1.2	Coleta e análise dos parâmetros vegetais.....	55

4.2	Resultados.....	56
4.3	Discussão.....	63
4.4	Conclusão.....	64
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	65
	REFERÊNCIAS.....	67
	APÊNDICE A - BIOINDICADORES DE POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA EM ÁREAS URBANAS.....	79
	APÊNDICE B - INFLUÊNCIA DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA EM <i>TERMINALIA CATAPPA</i> L. EM ÁREAS URBANIZADAS.....	101

1 INTRODUÇÃO

O termo “poluição” indica toda e qualquer alteração provocada no ambiente, em diferentes níveis e escalas, que cause prejuízo ao ecossistema (BRILHANTE, 1999). A poluição atmosférica está relacionada à presença de material particulado, gases tóxicos e, até mesmo, ao aumento da temperatura do ar (AZUAGA, 2000; DRUMM et al., 2014; LORA e TEIXEIRA, 2001).

No cenário atual, os maiores índices de poluição atmosférica se dão nos grandes centros urbanos, onde ocorre uma maior liberação de gases poluentes pela queima de combustíveis fósseis (GUARIEIRO et al., 2011; HONOUR et al., 2009). Gases como o dióxido de enxofre, óxidos de carbono, óxidos de nitrogênio, álcoois, aldeídos, hidrocarbonetos e material particulado no ar, que são substancialmente liberados pelo tráfego rodoviário, são considerados, por diversos autores, como agentes causadores da má qualidade do ar (BROPHY et al., 2007; CARICCHIA et al., 1999; COLVILE et al., 2001; DRUMM et al., 2014; GUARIEIRO et al., 2011). Além disso, a liberação desses gases vem causando diversas alterações ambientais, como chuva ácida (FREEDMAN, 1995) e aceleração do aquecimento global (FAVARETTO e MERCADANTE, 1999; IPCC, 2007; WHO, 2009). Estudos como os de Duchade (1992), Gouveia et al. (2013), Guarieiro et al. (2011) e Honour et al. (2009) demonstram que estes gases podem interferir na saúde dos organismos vivos, sendo os principais responsáveis por problemas respiratórios, principalmente em crianças e idosos.

Os vegetais estão entre os organismos que são diretamente afetados pela poluição atmosférica. Como resposta às novas condições impostas pelos elevados níveis de poluição, as plantas podem apresentar alterações morfológicas, anatômicas e fisiológicas que refletem a interação entre estes caracteres e o ambiente no qual estão estabelecidas (BALASOORIYA et al., 2009; KARDEL et al., 2010; KHAVANIN ZADEH et al., 2013; PIRAINO et al., 2006). Essas diferenças morfológicas, anatômicas e, até mesmo, fisiológicas são observadas quando comparados indivíduos de uma mesma espécie vegetal, estabelecidos em áreas com diferentes níveis de poluição (BALASOORIYA et al., 2009; HONOUR et al., 2009; KARDEL et al., 2010; KHAVANIN ZADEH et al., 2012).

Visando auxiliar no monitoramento dos níveis de poluição atmosférica e contribuir para o desenvolvimento de métodos para reduzir os riscos ecológicos decorrentes da poluição, estudos recentes vêm sendo realizados com espécies vegetais, uma vez que estes organismos podem fornecer indicações mais precisas com relação às consequências da poluição em uma ampla escala de tempo de exposição (BRIGGS et al., 2000; FALLA et al., 2000; PIRAINO et

al., 2006; ROMERMANN et al., 2006). Algumas espécies podem ser utilizadas como bioindicadoras e biorremediadoras de poluição atmosférica, auxiliando na identificação e na mitigação dos efeitos da poluição para a saúde da população humana, que também é diretamente afetada pelos elevados níveis de contaminação no ar (KLUMPP et al., 2001; TOLEDO, NARDOCCI, 2011). É evidente a necessidade de estudos que visem monitorar as áreas poluídas, buscando conhecer e minimizar os efeitos da poluição para o ambiente e para a saúde da população. Alguns autores descrevem, entre as principais alterações que as espécies apresentam, desenvolvimento mais lento quando estabelecidas em ambientes poluídos, com alterações na morfologia foliar e na densidade estomática de vegetais em áreas sob diferentes níveis de poluição atmosférica, outros relataram alterações na quantidade de ceras epicuticulares e na densidade de tricomas (ALVES et al., 2008; BALASOORIYA et al., 2009; HONOUR et al., 2009; KARDEL et al., 2010; VISKARI et al., 2000).

Nesse sentido, este estudo objetiva determinar características morfoanatômicas, espectrais e fisiológicas indicadoras da poluição do ar em espécies vegetais estabelecidas em áreas submetidas à diferentes intensidades de tráfego automotivo. Essas informações poderão auxiliar na minimização de problemas de saúde na população humana, uma vez que indicarão espécies que atuam na melhoria na qualidade do ar e redução dos efeitos nocivos da elevada temperatura atmosférica. Além de contribuir com programas de arborização em centros urbanos, visa identificar características foliares indicadoras de poluição em plantas que funcionem como remediadoras da qualidade do ar; este é um projeto que está colaborando com a Secretaria do Meio Ambiente (SEMAS-Recife). Serão testadas as seguintes hipóteses: a) características morfoanatômicas foliares mostram diferenças entre indivíduos da mesma espécie sob diferentes condições de poluição atmosférica; b) espécies vegetais estabelecidas em locais com maior poluição atmosférica apresentam reduzido teor de clorofila e tecidos fotossintetizantes; c) folhas de espécies estabelecidas em locais com maior poluição atmosférica apresentam maiores valores de reflectância; d) as características morfoanatômicas e fisiológicas foliares apresentam alta correlação com índices espectrais foliares em espécies vegetais estabelecidas em locais com maior poluição atmosférica.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 O Processo de Urbanização

A definição de urbanização, para muitos autores, é bem complexa, pois envolve relações sociais e o espaço. Para Reis Filho (1999), o processo se dá pela presença de uma numerosa população urbana desenvolvendo atividades, tais como comércio, produção artesanal e acumulação de bens, tendo, como consequência, o desenvolvimento das cidades e gerando a necessidade de organização deste espaço e estabelecimento de relações sociais.

Há relatos de que as primeiras cidades surgiram por volta de 3500 a.C., porém, com a industrialização ocorreu o processo de urbanização contemporâneo; o desenvolvimento industrial não é o responsável pelo processo de urbanização, mas muda o sentido das cidades, tornando-as o centro produtivo e a base da economia capitalista (SPOSITO, 2010). A revolução industrial é um marco na história global, pois junto a ela ocorreram mudanças substanciais na economia mundial e no modo de vida das populações. As pessoas foram atraídas para morar mais próximas das zonas industriais, polos geradores de emprego e renda, acelerando, assim, a formação dos centros urbanos (SANTOS, 2008; SCHOEN e POVALUK, 2012; SPOSITO, 2010). Nessa configuração, inclui-se, entre outros aspectos, o aumento na quantidade de transportes utilizados para o escoamento da produção industrial e, diante da distensão desenfreada do tecido urbano, o aumento da utilização de veículos motores para os deslocamentos da população, desencadeando, entre outros, efeitos negativos sobre a qualidade do ar em áreas urbanas.

Segundo Mota (1999), esse processo deveria vir acompanhando de uma melhora da infraestrutura, permitindo uma melhor qualidade de vida, porém Santos (2008) ressalta que em muitos casos isso não acontece, levando a formação de periferias urbanas, empobrecimento da população, que não tem acesso nem aos bens e aos serviços essenciais básicos. A formação e o crescimento das cidades implicam em transformações da paisagem natural à urbana, envolvendo fatores como a derrubada das matas, em atendimento à demanda de solo desnudo para a construção de moradias, e o aumento de áreas de solo impermeabilizadas, com a pavimentação de ruas, avenidas e estradas (MATHEW et al., 2017). Em função da necessidade de “melhores condições de vida” (facilidades urbanas), a paisagem natural é alterada para contemplar o saneamento básico e propiciar o uso de energia elétrica, entre outros aspectos.

Sabe-se que a transformação da paisagem natural em urbana, sobretudo quando em desalinho às políticas ambientais e práticas mitigadoras de impacto ambiental negativo,

ocasiona degradação e poluição ambiental de diversas formas, entre as quais citamos o aumento da temperatura do ar e do solo, o aumento de material particulado e a liberação de gases tóxicos na atmosfera. Esse conjunto de fatores implica em uma condição de poluição, cujo termo indica toda e qualquer alteração provocada no ambiente, em diferentes níveis e escalas, que cause prejuízo ao ecossistema (BRAGA et al., 2001; BRILHANTE, 1999); estão diretamente vinculados à qualidade do ar nas cidades, e, por conseguinte, promovem prejuízos à qualidade de vida da população urbana.

Ao longo do tempo, a qualidade de vida urbana teve seu conceito e padrão de referência alterados. Entretanto, de forma geral, verificam-se nas definições de qualidade de vida atributos como saúde, meio ambiente e seus recursos. Essas ressurgências ocorrem em acompanhamento à construção cidadã sobre a conscientização da importância da vegetação e dos papéis ambientais que desempenham, direta ou indiretamente, vinculadas à saúde humana.

2.2 Poluição atmosférica

Poluição atmosférica é um termo bastante genérico, usado para qualquer poluente que altere a qualidade do ar, a qual tem se tornado uma preocupação mundial. A China é o país que está enfrentando o pior problema de poluição do ar, como resultado de seu grande desenvolvimento industrial e aumento populacional (HOU et al., 2010).

Neste estudo usaremos a definição de poluição atmosférica do Ministério do Meio Ambiente:

A poluição atmosférica pode ser definida como qualquer forma de matéria ou energia com intensidade, concentração, tempo ou características que possam tornar o ar impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde, inconveniente ao bem-estar público, danoso aos materiais, à fauna e à flora ou prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e à qualidade de vida da comunidade (MMA, 2016a).

Zhao et al. (2016) apontam como principais causas da poluição atmosférica o crescimento da população urbana e a industrialização. Os maiores índices de poluição atmosférica nos grandes centros urbanos decorrem da liberação de gases poluentes oriundos, principalmente, da queima de combustíveis fósseis (GUARIEIRO et al., 2011; HONOUR et al., 2009). A poluição atmosférica está relacionada à quantidade de material particulado e gases tóxicos existentes no ar, como, também, ao aumento da temperatura do ar (AZUAGA, 2000; DRUMM et al., 2014; LORA e TEIXEIRA, 2001; MANNUCCIO, FRANCHINI, 2017).

Os principais gases relacionados à poluição atmosférica são: monóxido de carbono, dióxido de enxofre (SO₂), óxidos de carbono, óxidos de nitrogênio (NO_x), álcoois, aldeídos e hidrocarbonetos (HC), além do material particulado em suspensão, oriundos, principalmente, da queima de combustíveis fósseis (GUARIEIRO et al., 2011; HONOUR et al., 2009; MANNUCCIO e FRANCHINI, 2017). Um dos maiores causadores da elevação nos índices de poluição atmosférica, nos centros urbanos, está associado ao tráfego automotivo (CHIQUELLO e SANTOS, 1993; HUFF, 1976; HUO et al., 2015). Segundo Cape et al. (2004), a poluição atmosférica relacionada ao tráfego automotivo envolve, principalmente, o material particulado, a água pulverizada, os gases e metais pesados, e estas influenciam, também, desde o crescimento e o desenvolvimento das plantas próximas às estradas, como, ao mesmo tempo, compromete a saúde humana.

O material particulado é constituído por partículas sólidas e líquidas em suspensão no ar, podendo variar em tamanho (diâmetro), relacionado com a velocidade com que este pode ser levado pelo vento e depositado sobre diferentes superfícies. Este material depositado pode ser reintroduzido na atmosfera, como suspensão, e contribuir com o particulado que está sendo gerado pelas diferentes fontes (MARTUZEVICIUS et al., 2011). Zhao et al. (2016) verificaram, através de modelos, como essa ressuspensão, juntamente com metais pesados, contribui para uma má qualidade do ar, quando as partículas possuem um tamanho menor que 105 µm.

A poluição atmosférica vem sendo bastante discutida, desde os fatores que levam à sua ocorrência (TESTA, 2015), meios de minimização de seus efeitos (BRIGGS et al., 2000; FALLA et al., 2000; PIRAINO et al., 2006; ROMERMANN et al., 2006) e suas consequências (DRUMM et al., 2014; DUCHIADE, 1992; GOUVEIA et al., 2013; GUARIEIRO et al., 2011; HONOUR et al., 2009; KHODAKARAMI e GHOBADI, 2016).

2.3 Influência da poluição atmosférica na saúde humana

O aumento da poluição atmosférica causa problemas de saúde nos seres humanos, especialmente com relação ao aparelho respiratório, principalmente naqueles que residem nos centros urbanos, o que aumenta a preocupação mundial e estimula o crescimento de estudos que visam minimizar esses impactos. Braga et al. (2001) relatam vários casos que envolvem mortes/doenças respiratórias e poluição atmosférica, em todo o mundo, desde 1930. Dados encontrados em Testa (2015) apontam para cerca de três mil mortes anuais na região metropolitana de São Paulo, todas relacionadas com a poluição do ar.

Os gases poluentes afetam os seres vivos que entram em contato com eles; entre os prejuízos causados à saúde humana estão os problemas respiratórios, o agravamento de alergias, tonturas, doenças cardiovasculares, carcinomas e, até mesmo, alterações no sistema nervoso central (FORT et al., 2016; KHODAKARAMI e GHOBADI, 2016; MARTINS, 2009; SMITH, 1977; TESTA, 2015; VIENNEAU et al., 2017). Em 2012, a Organização Mundial de Saúde (OMS) estimou que 10% de todas as causas de mortes eram em decorrência da poluição atmosférica (OMS, 2014). Olmo e Pereira (2011) ainda incluem problemas de fertilidade, aumento de abortos e nascimentos prematuros como consequências da poluição atmosférica.

Os efeitos negativos provocados pelos poluentes variam e suas consequências dependem do tempo de exposição e são particulares para cada um deles.

O monóxido de carbono (CO) cuja fonte principal de emissão são os veículos automotivos, pode comprometer o funcionamento do organismo, visto que esse gás possui afinidade com a hemoglobina, o que diminui o transporte de oxigênio para outros tecidos do corpo. Segundo Braga et al. (2001), através do exame de carboxihemoglobina pode-se avaliar o quanto uma pessoa está exposta a este gás. Os efeitos no organismo podem ser diversos, entre eles estão problemas de visão, redução da capacidade cognitiva, redução da destreza manual, problemas respiratórios e até a morte (OLMO e PEREIRA, 2011).

No processo de combustão ocorre a liberação de gases de óxidos de nitrogênio (NO_x), que na presença de oxigênio e luz solar, reagem e se transformam em O₃, um dos principais gases poluentes, responsável pela elevação da temperatura na atmosfera (BRAGA et al., 2001; KHODAKARAMI e GHOBADI, 2016). Além disso, esses óxidos, ao serem inalados, atingem as regiões periféricas do pulmão, causando problemas de saúde.

Gases de dióxido de enxofre (SO₂), resultantes da queima de combustíveis fósseis, podem se transformar em ácido sulfúrico, ficando no ar por um tempo relativamente grande e serem transportados para longe das suas fontes de poluição, aumentando seu potencial nocivo à saúde humana (BRAGA et al., 2001).

Quanto menores forem as partículas (<PM10), mais perigosas se tornam, pois aumenta a possibilidade de serem inaladas pela população e atingir o sistema respiratório (BRAGA et al., 2001). Quanto mais fina for a partícula, maior a chance de atingir as vias aéreas e alcançar a corrente sanguínea (FRANCHINI e MANNUCCI, 2011). Veremchuk et al. (2016) correlacionaram os casos de asma em crianças e adolescentes com a presença de material particulado no ar.

Diante de todos esses estudos, Mannucci e Franchini (2017) mencionam a importância do monitoramento da qualidade do ar e de programas que visem reduzir os riscos da exposição aos poluentes.

2.4 Efeitos da poluição atmosférica sob os vegetais

Vários estudos investigam a relação entre a poluição atmosférica e a presença de vegetais, dando ênfase à mitigação dos efeitos da poluição (SANCHÉZ-CHARDI, 2016; TONG et al., 2016). Estudos realizados por Steffens et al. (2012) e Tong et al. (2016) propõem modelos de arborização em áreas urbanas, de modo que as edificações e a arborização funcionem como barreiras e atuem na captação de material particulado do ar. Chen et al. (2015) mencionam que, além das árvores, os arbustos e, até mesmo, os cipós e as lianas funcionam como filtros no ar, auxiliando na diminuição dos riscos à saúde humana pela exposição aos poluentes do ar.

Os vegetais são apontados como biorremediadores da poluição atmosférica e, de acordo com certas características morfoanatômicas e fisiológicas, algumas espécies podem ter sua funcionalidade maximizada. Além desta função, os vegetais apresentam caracteres bioindicadores da qualidade do ar, especialmente aqueles estabelecidos em locais que interagem diretamente com as condições ambientais, fornecendo informações para grandes escalas de tempo (BRIGGS et al., 2000; FALLA et al., 2000; NOTH et al., 2013; PIRAINO et al., 2006; ROMERMANN et al., 2006). Esses caracteres, morfológicos, anatômicos e/ou fisiológicos são apontados como bioindicadores, pois mostram uma resposta das plantas às alterações nos níveis de poluição atmosférica, auxiliando no seu ajuste às condições do ambiente (BALASOORIYA et al., 2009; KARDEL et al., 2010; KHAVANIN ZADEH et al., 2013; PIRAINO et al., 2006).

Janhäll (2015), em uma revisão sobre a vegetação urbana e as partículas poluentes do ar, menciona que quanto maior a superfície da área foliar, maior é a chance de deposição de material particulado em suspensão no ar, principalmente quando compara com superfícies de materiais industrializados, e que o tamanho da partícula também influencia nesta deposição, em termos de quantidade e tempo de exposição.

A presença de vegetação em áreas urbanas contribui para a qualidade do ar, pois ela retira material particulado através da deposição (LIU et al., 2013). Além de atuar na captação desse material particulado, as plantas contribuem, indiretamente, para uma menor concentração de poluentes, como metais pesados, na atmosfera (SIMON et al., 2014; TOMAŠEVIĆ e

ANIČIĆ, 2010). O uso da análise de material depositado sobre as folhas das árvores, como método de monitoramento da qualidade ambiental, fornece informações sobre a composição mineralógica do material particulado (RAM et al., 2014; SIMON et al., 2011). Além disso, as folhas podem atuar como bioacumuladoras de metais pesados (SANCHÉZ-CHARDI, 2016).

Considerando as variações nas características morfoanatômicas e fisiológicas das árvores utilizadas na arborização de áreas urbanas, Honour et al. (2009) observaram que o desenvolvimento das espécies vegetais ocorria de forma mais lenta em um ambiente poluído. Os vegetais estabelecidos em um ambiente poluído apresentaram uma menor altura nas fases iniciais de seu desenvolvimento, sugerindo que, na fase jovem, elas são mais sensíveis à poluição atmosférica. Estes autores também observaram que a floração ocorreu de forma tardia nas espécies mais expostas aos gases poluentes, afetando, conseqüentemente, a polinização e influenciando a produção de frutos.

Além dessas mudanças, foram observadas alterações na morfologia foliar e na densidade estomática de espécies vegetais em áreas sob diferentes níveis de poluição atmosférica (ALVES et al., 2008; BALASOORIYA et al., 2009; KARDEL et al., 2010). Estes fatores estão diretamente relacionados com a fotossíntese e com a capacidade de sequestro de gás carbônico e liberação de oxigênio na atmosfera.

Alterações na morfologia foliar, como o aumento da área da folha, além do aumento no comprimento e largura da lâmina foliar, foram observadas em plantas estabelecidas em locais urbanizados, com tráfego automotivo mais intenso (KARDEL et al., 2010; KHAVANIN ZADEH et al., 2012). Esses estudos sugerem a utilização dessas características como bioindicadoras da poluição, especialmente por apresentarem uma rápida alteração e serem fáceis de medir. Contudo, Verma e Singh (2006) verificaram que algumas plantas apresentam comportamento contrário, demonstrando que essas alterações são particulares para cada espécie. A densidade estomática funciona como um bom indicador da qualidade ambiental, sendo influenciada pelos diferentes níveis de poluição do ar, com maiores valores em áreas com níveis de poluição mais altos, mostrando um aumento de até 47% em locais mais poluídos, provavelmente pelo fato de que nesses locais, mais poluídos, os estômatos se apresentaram com tamanho menor, em até 30% de redução (BALASOORIYA et al., 2009).

A presença de estriações na cutícula na superfície foliar, assim como a presença de tricomas na epiderme, aumentam a área de contato entre a folha e o ambiente e, conseqüentemente, espécies que apresentam essas características capturam uma maior quantidade de partículas do ar (BECKETT et al., 2000; KARDEL et al., 2011; SÆBØ et al., 2012; WEBER et al., 2014). Sæbø et al. (2012) mencionam que um aumento na deposição de

material particulado também influencia no aumento da quantidade de cera produzida na epiderme das folhas. Viskari et al. (2000) relatam que alterações na cutícula, mais especificamente, na degradação da cera, podem ocorrer em espécies expostas a elevados níveis de poluição atmosférica.

Outras características que podem ser alteradas em decorrência da interação com material particulado são os índices de reflectância, absorvância e transmitância. Mitchell et al. (2010) observaram que a morfologia é um fator que influencia na deposição do material particulado nas folhas, e que este material altera a assinatura magnética das folhas, através do SIRM. Estes autores também avaliaram o tempo necessário para a deposição do material particulado até sua estabilidade com o ambiente, chegando a conclusão de que espécies com folhas decíduas são mais eficazes para o biomonitoramento da poluição e consequente retirada de material particulado do ar. Diferenças nos valores hiperespectrais nos comprimentos do vermelho e infravermelho próximo, através de índices como o Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI), foram observadas por Brackx et al. (2017) em indivíduos de *Carpinus betulus* estabelecidos em locais com diferentes intensidades de tráfego automotivo, sendo este um fator determinante da qualidade ambiental, relacionado ao nível de poluição atmosférica. Khavanin Zadeh et al. (2013) também utilizaram dados espectrais para fazer o monitoramento da qualidade ambiental, apontando que a reflectância foliar é um bom indicador da qualidade do habitat urbano.

Vários estudos apontam que o teor médio de clorofila é menor em locais poluídos, e que está associado ao nível de poluição ambiental, indicando o estado de saúde da planta (CHAUHAN, 2010; DELEGIDO et al., 2014; GRAVANO et al., 2003; KHAVANIN ZADEH et al., 2013; PAL et al., 2002). Essas evidências mostram a reação dos vegetais às mudanças na qualidade ambiental, e uma vez identificados os padrões no comportamento destes parâmetros, isto permite sua utilização como um bioindicador (BALASOORIYA et al., 2009).

Além disso, os poluentes atmosféricos ricos em metais pesados, dispersos na atmosfera, interagem com os elementos naturais causando efeitos tóxicos (TOMAŠEVIĆ e ANIČIĆ, 2010). Segundo estes autores, a presença de metais pesados nos vegetais pode causar distúrbios fisiológicos e atuar nos ciclos biogeoquímicos, alterando a estabilidade dos habitats.

2.5 Arborização urbana

Grande importância tem sido dada ao uso de espécies vegetais na arborização urbana, principalmente em ruas e avenidas onde é constante o número de veículos trafegando ao longo

do dia. De modo geral, estas vias funcionam como importantes rotas de acesso de veículos motores nos centros urbanos e, conseqüentemente, possuem elevados índices de poluição atmosférica. Essas áreas apresentam características similares, como ruas asfaltadas, poucas áreas verdes, elevada poluição atmosférica, altas temperaturas do ar e do solo, além de muitos tipos de ruídos, classificados como poluição sonora.

A arborização urbana possui diversas funções, as quais compreendem utilidades paisagísticas, ecológicas e sociais (ALMEIDA et al., 2009; ANHAIA e CARVALHO, 2011; NUCCI, 2008; ROPPA et al., 2007; SCHUCH, 2006). Neste sentido, Benini e Martin (2011) propõem um conceito que considera a abrangência das áreas verdes públicas e suas funções:

Área verde pública é todo espaço livre (área verde/lazer) que foi afetado como de uso comum e que apresente algum tipo de vegetação (espontânea ou plantada), que possa contribuir em termos ambientais (fotossíntese, evapotranspiração, sombreamento, permeabilidade, conservação da biodiversidade e mitigue os efeitos da poluição sonora e atmosférica) e que também seja utilizado com objetivos sociais, ecológicos, científicos ou culturais. (BENINI e MARTIN, 2011, p. 77).

Diante da definição de Benini e Martin (2011), as cidades, cuja arborização urbana segue um planejamento, são apontadas como mais bonitas e, em muitas delas, as árvores servem de atrativo turístico, principalmente quando estão em seu período de floração. As áreas verdes urbanas permitem uma reaproximação da população com a natureza, resgatando a relação homem-natureza, que muitas vezes é perdida em meio ao caos das cidades. Estas áreas estão presentes em diferentes tipos de localidades, como vias públicas, praças e parques, colaborando com o lazer e uma melhor qualidade de vida para a população humana. Em uma perspectiva ecológica, estas espécies vegetais estabelecidas nas cidades também possuem a função de manutenção da biodiversidade, visto que funcionam como abrigo e alimentação para a fauna, desempenhando a função de corredores ecológicos no formato de ilhas, especialmente para a entomofauna e a avifauna (BRUN et al., 2007; ESTRADA et al., 2014; HUANG et al., 2015; IDILFITRI e MOHAMAD, 2012; LIRA FILHO e MEDEIROS, 2006;). Huang et al. (2015) afirmam que a riqueza de espécies na comunidade de pássaros está relacionada com a diversidade das espécies de árvores em determinadas áreas, e que, quanto maior a ligação entre as áreas verdes, pontos de contato entre elas melhora o seu papel na manutenção da riqueza de espécies de aves, funcionando como uma infraestrutura integrada entre estas áreas.

A presença de áreas verdes contribui para a amenização climática, particularmente em áreas urbanas, atenuando os efeitos do fenômeno das ilhas de calor, através da redução da temperatura do ar e do solo e controle da intensidade da radiação solar que incide sobre a

população (MARTINI, 2013; SUSCA et al., 2011). As áreas verdes funcionam como um filtro contra ruídos variados, especialmente aqueles provocados pelos veículos automotivos, abafando os sons emitidos nos centros urbanos e diminuindo o desconforto auditivo, especialmente para a população humana (PIVETTA e SILVA FILHO, 2002). Outra função das áreas verdes é o aumento da permeabilidade dos solos, contribuindo para um melhor escoamento das águas, consequente do efeito do desenvolvimento das raízes no solo, especialmente das árvores (ARAÚJO et al., 2010). Vários estudos vêm apontando uma crescente investigação da relação entre a arborização urbana e os efeitos benéficos na melhoria da qualidade do ar; as espécies vegetais funcionam como um filtro de ar e materiais particulados ficam depositados, principalmente, nas folhas e ramos, além de contribuir no sequestro do CO₂ atmosférico (AL-DABBOUS e KUMAR, 2014; CHEN et al., 2015; HOFMAN et al., 2014; JIN et al., 2014; NOWAK et al., 2006; QIU et al., 2009; RAKOWSKA et al., 2014; SANCHÉZ-CHARDI, 2016; TONG et al., 2016).

2.6 Influência da arborização na temperatura de áreas urbanas

Os ambientes urbanos são substancialmente mais quentes do que os ambientes rurais, onde, segundo Lombardo (1985), temperaturas mais elevadas ocorrem, principalmente, em locais com marcada densidade demográfica e de edificações e, dificultando a circulação do vento. Quando esses fatores estão associados a uma redução de vegetação, são formadas as ilhas de calor. Há uma relação inversamente proporcional entre as condições para a formação de ilhas de calor e o tamanho de áreas com vegetação. A existência de árvores em áreas urbanas implica em uma redução na quantidade de CO₂ livre na atmosfera, o qual é utilizado para a fotossíntese, a qual também promove a liberação de oxigênio. Esta ação das plantas ameniza a temperatura do ar atmosférico e do solo, além da redução dos efeitos deletérios da radiação luminosa incidente, especialmente sobre as superfícies de asfalto e das edificações, através do sombreamento e da evapotranspiração das folhas, constituindo-se em fatores essenciais para a melhoria da qualidade do ar para a população de seu entorno (OLIVEIRA et al., 2013). Muitos estudos têm sido desenvolvidos quanto à medição destes fatores relativos à qualidade do ar atmosférico, utilizando ferramentas de sensoriamento remoto (COSTA et al., 2010; OLIVEIRA et al., 2013, 2014).

Carvalho et al. (2014) verificaram a influência da presença de vegetação sobre a temperatura ambiental, comparando as temperaturas sob quatro condições (rua pavimentada, interior de uma residência, solo exposto e uma área com vegetação), concluindo que os locais

com vegetação apresentaram temperaturas mais amenas. Tejas et al. (2011) encontraram uma diferença de até -5°C na área com presença de vegetação. Nesse estudo, os autores também avaliaram a percepção dos moradores locais, que afirmaram sentir mais conforto em função da presença da vegetação, em oposição à sensação de “muito calor” nas áreas sem plantas (TEJAS et al., 2011).

Através do aumento das taxas de evapotranspiração promovida pelos vegetais ocorre uma amenização da temperatura do ar e o aumento da umidade do ar, gerando um maior conforto térmico no ambiente (SOUZA e AMORIM, 2013). Além disso, as plantas atuam na diminuição da temperatura do ar, fornecendo sombra e absorvendo os raios solares, reduzindo sua incidência direta sobre superfícies construídas e asfaltadas.

2.7 Papel da arborização urbana na mitigação da poluição atmosférica

A problemática da poluição atmosférica atinge todo o mundo e é uma preocupação geral minimizar os impactos negativos. Segundo Braga et al. (2001), desde 1955 nos Estados Unidos, que houve uma liberação de verbas para estudos relativos ao impacto da poluição atmosférica na saúde e economia; depois disso, outras ações de controle foram sendo efetivadas em vários locais do mundo. Muitos países criaram programas para diminuir a emissão de gases por veículos; na China, em 1998, foram implantadas algumas políticas públicas que envolvem a retirada de veículos antigos das ruas e a utilização de novos motores nos carros (HUO et al., 2015). No Brasil, segundo Drumm et al. (2014), as emissões de carbono em função dos transportes correspondem a cerca de 32%, tendo em vista que o transporte rodoviário é predominante no país, que necessita de políticas públicas mais eficazes e investimentos em outros tipos de transportes. Ainda considerando o âmbito nacional, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), através da Resolução nº 018/86, instituiu o Programa de Controle de Emissões Veiculares (PROCONVE), tornando-o responsável pela regularização da emissão e limites máximos permitidos de emissão de poluentes pelos veículos (MMA, 2016b).

O estudo de Kardel et al. (2011) sugere que para a gestão de arborização das cidades, com altos níveis de poluição atmosférica, deve ser dada preferência para as espécies vegetais com rugosidade na superfície e com a presença de tricomas nas folhas. Liu et al. (2013) observaram a capacidade de reter material particulado pelas folhas de árvores em áreas urbanas, provando que a presença da vegetação melhora a qualidade do ar, principalmente em regiões com longos períodos de estação seca. Além disso, as espécies vegetais tolerantes podem atuar na mitigação da poluição através da retirada de material particulado do ar (KUDDUS et al.,

2011). Então, a criação de espaços verdes, além de trazer confortos psicológicos, tem função na amenização dos ruídos, diminuindo a sensação térmica, influenciando na diminuição dos efeitos das chamadas ilhas de calor urbano, e é, comprovadamente, eficaz na retirada de material particulado da atmosfera, aumentando uma melhor qualidade do ar e, conseqüentemente, diminuindo os danos à saúde.

3 INDICADOR ESPECTRAL FOLIAR PARA BIOMONITORAMENTO DE POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA EM ÁREA URBANA

A poluição atmosférica vem afetando diversas regiões do planeta, principalmente nas áreas urbanas (BRAGA et al., 2001; KHAVANIN ZADEH et al., 2013; CHAMBERS et al., 2015; ZHAO et al., 2016). Devido ao aumento da população humana nestas áreas, há uma elevação no número de indústrias e de automotivos, liberando uma grande quantidade de gases poluentes e material particulado no ar (DRUMM et al., 2014; ZHAO et al., 2016; SÁNCHEZ-CHARDI, 2016). Estudos como o de Khavanin Zadeh et al. (2013) apontam que os níveis de poluição atmosférica em áreas urbanas são diretamente influenciados pelo tráfego automotivo.

O aumento desta poluição vem sendo associado a diversos problemas de saúde humana, tais como infecções respiratórias, doenças cardiovasculares, desconfortos oculares, carcinomas, entre outros (BRAGA et al., 2001; OLMO e PEREIRA, 2011; VEREMCHUK et al., 2016). Esses problemas estão relacionados à composição e ao tamanho da partícula emitida, sendo apontadas como mais perigosas aquelas menores que $10 \mu\text{m}$ (PM_{10}), uma vez que, quando em suspensão, podem ser inaladas e prejudicar as vias respiratórias inferiores (BRAGA et al., 2001; NARDOCCI et al., 2013; ZHAO et al., 2016). Além disso, estas partículas são ricas em metais traços, como Zn, Cu e Pb, que nos vegetais, podem ficar acumuladas, causando distúrbios fisiológicos e alterando o balanço geoquímico dos habitats (LIU et al., 2013; SIMON et al., 2014; TOMAŠEVIĆ e ANIČIĆ, 2010).

Então, tem-se observado que a presença de vegetação em áreas com poluição atmosférica pode auxiliar na diminuição dos impactos sobre a saúde humana. Os vegetais podem atuar na redução do material particulado no ar, pois estas partículas se depositam sobre suas folhas, o que diminui as partículas em suspensão (JANHÄLL, 2015; LIU et al., 2013). Além disso, esses organismos podem atuar na diminuição da temperatura, visto que locais com maiores concentrações de poluição atmosférica tendem a ser mais quentes (MARTINI et al., 2013; SUSCA et al., 2011).

Outra utilidade dos vegetais é relativa ao monitoramento da qualidade ambiental. Através da análise de características da morfologia, anatomia, fisiologia e assinatura espectral das plantas podem ser identificados caracteres que indiquem as condições de qualidade do ar (PIRAINO et al., 2006; BALASOORIYA et al., 2009; KARDEL et al., 2010). O material particulado (PM) depositado na superfície foliar pode alterar a assinatura espectral das espécies, aumentando os valores de reflectância foliar em locais com uma alta poluição atmosférica (KHAVANIN ZADEH et al., 2013). Segundo Brackx et al. (2017), a reflectância é maior em

locais com alta poluição atmosférica, com o pico próximo ao comprimento de onda de 555 nm, onde ocorre a maior absorção de luz pela clorofila *a*, utilizada na fotossíntese; considerando os demais comprimentos de ondas, o local com menor poluição tende a apresentar uma maior reflectância. A reflectância foliar pode estar relacionada ao acúmulo de poluentes na superfície das folhas, e pode ser maximizada pela presença de diferentes características anatômicas (HONOUR et al., 2009; SIMS e GAMON, 2002). Segundo Lucena et al. (2011), folhas mais espessas, que apresentem um desenvolvido parênquima paliçádico, mostram um melhor aproveitamento da luz incidente, com maiores taxas de absorbância. Outras características anatômicas que influenciam a reflectância são a espessura da cutícula e da face adaxial da epiderme; quanto maiores estes valores, maior é a reflectância foliar (LUCENA et al., 2011).

Nesse sentido, diversos estudos analisam índices espectrais para verificar a condição da planta frente ao ambiente no qual ela está estabelecida, sendo possível identificar situações de estresse, como elevados níveis de poluição atmosférica (DU et al., 2010; SENANAYAKE et al., 2013; HEDE et al., 2015; SUN et al., 2015; BRACKX et al., 2017). Estas análises podem ser feitas através de técnicas de sensoriamento remoto, via satélite ou espectrorradiometria e, quando associadas às características estruturais dos vegetais, fornecem informações que podem ser utilizadas para o monitoramento ambiental. Entre os índices mais utilizados, o Índice de diferença normalizada (NDVI) é um indicador da quantidade e da condição da vegetação verde, estando relacionado à atividade fotossintética e à produção de biomassa vegetal; e o Índice de diferença normalizada da água (NDWI) está relacionado ao conteúdo de água presente na folha (FERNANDES et al., 2015; BRACKX et al., 2017). Diante disto, este estudo visa avaliar a relação entre índices espectrais e caracteres morfoanatômicos, bem como identificar parâmetros úteis para o monitoramento de áreas com poluição atmosférica.

3.1 Material e Métodos

3.1.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na cidade do Recife, capital de Pernambuco, localizada no Nordeste do Brasil, sob as coordenadas 08°03'14" S de latitude e 34°52'52" W de longitude. Recife tem, aproximadamente, 218,435 km² de área, e uma população estimada de 1.633.697 para 2017 (IBGE, 2018). É uma cidade litorânea, com clima tropical, sob forte influência do Oceano Atlântico, com temperatura média anual de 29,3 °C, precipitação durante todo o ano, com média anual de 165,37 mm para os últimos cinco anos (SOUZA, 2011; APAC, 2016).

No município de Recife foram selecionadas duas áreas com diferente intensidade de poluição atmosférica. O local definido como de maior poluição atmosférica foi aquele com maior intensidade de tráfego automotivo, denominado alta poluição (AP) e o local como de menor poluição atmosférica, aquele com uma menor intensidade, chamado baixa poluição (BP) (Figura 1) Os níveis de poluição atmosférica foram definidos seguindo metodologia proposta por Khavanin Zadeh et al. (2013), que considera o fluxo automotivo como determinante do nível de poluição atmosférica.

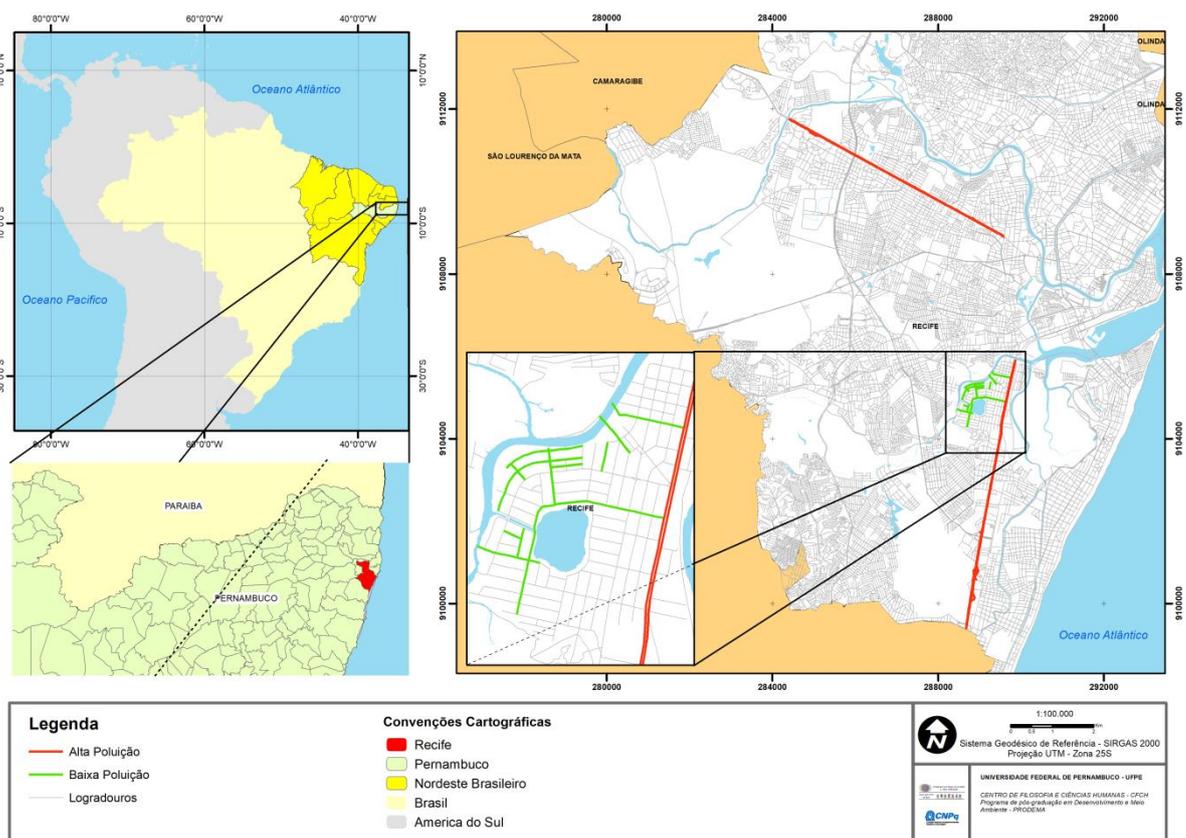


Figura 1 - Localização das áreas de coleta em locais com alta e baixa poluição atmosférica, em decorrência do tráfego automotivo na cidade de Recife, Pernambuco, Nordeste do Brasil.

3.1.2 Coleta de amostras botânicas

Foram selecionadas quatro espécies arbóreas dentre as utilizadas na arborização da cidade do Recife, mediante presença nas duas áreas selecionadas, *Delonix regia* (Hook.) Raf., *Pithecellobium dulce* (Roxb.) Benth., *Senna spectabilis* var. *excelsa* (Schrad.) H.S. Irwin & Barneby e *Terminalia catappa* L. (Figura 2). Amostras de folhas maduras foram coletadas em outubro de 2015, em cada área, AP e BP, foram coletadas dez folhas expostas ao sol, de dez indivíduos por espécie.

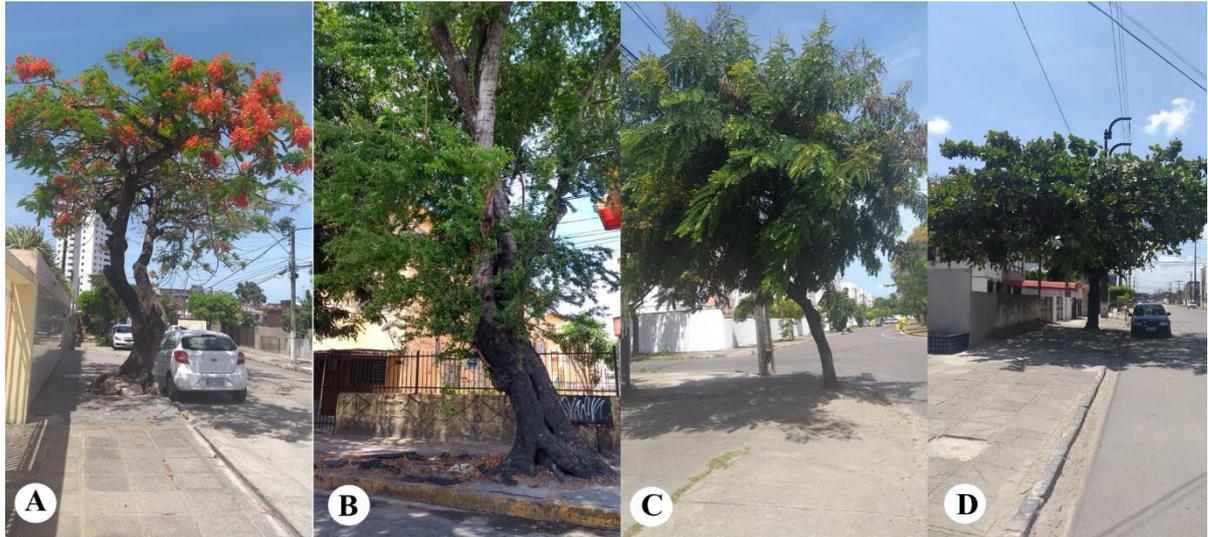


Figura 2 - Espécies arbóreas analisadas, presente na arborização urbana da cidade de Recife, Pernambuco, Nordeste do Brasil. A. *Delonix regia* (Hook.) Raf.; B. *Pithecellobium dulce* (Roxb.) Benth.; C. *Senna spectabilis* var. *excelsa* (Schrad.) H.S. Irwin & Barneby; D. *Terminalia catappa* L.

As folhas foram retiradas de árvores estabelecidas nos canteiros centrais das avenidas ou na porção voltada para as ruas. As amostras foram embaladas em papel laminado e levadas ao Laboratório de Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento (SERGEO) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) e posteriormente levadas aos Laboratório de Fitomorfologia Funcional (LAFF) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), onde foram scaneadas e fixadas em FAA50.

3.1.3 Parâmetros foliares

Folhas maduras e íntegras foram medidas e pesadas para obtenção do peso da massa fresca e, após 48 h em estufa a 60 °C, foram novamente pesadas para obtenção do peso da massa seca, para medição da biomassa. O conteúdo de água nas folhas foi obtido pela diferença entre o peso de massa fresca e o peso de massa seca e consequentemente do percentual de água, através da metodologia proposta por Brackx et al. (2017).

Todas as folhas coletadas foram digitalizadas em *scanner* de mesa, com escala, para mensuração dos parâmetros morfológicos: comprimento (cm), largura (cm) e área foliar (cm²). Nas espécies com folhas compostas, a área foliar foi determinada através da soma da área dos folíolos/foliólulos, seguindo metodologia de Costa et al. (2011). A área foliar específica (AFE) foi calculada seguindo Brackx et al. (2017):

$$AFE = \frac{\text{área foliar}}{\text{massa seca}} \text{ (cm}^2\text{/g)}$$

Após a fixação, para obtenção de imagens digitais da estrutura anatômica foliar foram confeccionadas lâminas histológicas de secções paradérmicas e transversais da porção mediana do limbo foliar, seguindo metodologia de Costa et al. (2015). Os parâmetros anatômicos analisados foram: densidade ($\text{n}^\circ/\text{mm}^2$) e índice de tricomas (%) na face adaxial, espessura (μm) da cutícula na face adaxial (ECAD) e na face abaxial (ECAB), espessura (μm) das células da epiderme na face adaxial (EEAD) e abaxial (EEAB), espessura (μm) do mesofilo (EM), espessura (μm) e número de camadas dos parênquimas paliçádico (PP e NCPP) e esponjoso (PE e NCPE), espessura (μm) foliar total (EF).

Todas as mensurações morfoanatômicas foram realizadas com o programa *Cmeias-IT 1.28* (LIU et al., 2001).

3.1.4 Reflectância hiperespectral

A reflectância (350-2500 nm) foi mensurada na face adaxial da epiderme foliar utilizando um espectroradiômetro FieldSpec® Pro ASD. Em folhas simples, as medidas foram realizadas na porção mediana da lâmina, enquanto em folhas compostas, os folíolos/foliólulos foram sobrepostos até que a superfície do equipamento estivesse completamente recoberta.

Os dados obtidos foram processados no programa ViewSpec Pro Version 5.6, para obtenção dos valores de reflectância. Para avaliar a condição da vegetação, os valores foram organizados em planilhas e os índices calculados. Com o valor médio da reflectância espectral de cada espécie, para cada local, foi gerado um gráfico de curva de reflectância.

O cálculo de Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI) seguiu a equação proposta por Rouse et al. (1973):

$$NDVI\ 1 = \frac{(\rho_{800} - \rho_{670})}{(\rho_{800} + \rho_{670})}$$

Onde: ρ_{800} = reflectância no comprimento de onda 800 nm (região do infravermelho próximo) e ρ_{670} = reflectância no comprimento de onda 670 nm (região do vermelho).

Adicionalmente, foi calculado um outro valor de NDVI 2, segundo Brackx et al. (2017). Estes autores analisaram a correlação entre este índice, em vários comprimentos de onda, e

parâmetros relacionados à poluição atmosférica, e o melhor valor de correlação foi definido calculando nos comprimentos de onda ρ_{743} e ρ_{702} , na equação:

$$\text{NDVI 2} = \frac{(\rho_{743} - \rho_{702})}{(\rho_{743} + \rho_{702})}$$

Onde: ρ_{743} = reflectância no comprimento de onda 743 nm e ρ_{702} = reflectância no comprimento de onda 702 nm.

Para o cálculo de Índice de Diferença Normalizada da Água (NDWI) foi utilizada a equação proposta por Gao (1996):

$$\text{NDWI} = \frac{(\rho_{860} - \rho_{1240})}{(\rho_{860} + \rho_{1240})}$$

Onde: ρ_{860} = reflectância no comprimento de onda 860 nm e ρ_{1240} = reflectância no comprimento de onda 1240 nm.

3.1.5 Análise estatística

Para testar as hipóteses e verificar se existe diferença significativa entre os parâmetros analisados nas espécies, entre os locais com AP e BP, foi utilizada análise de comparação de médias através do teste Tukey, com o programa BioEstat (AYRES et al., 2007).

Foi realizado um teste de correlação de Spearman para verificar o grau da correlação entre os parâmetros morfofisiológicos e o nível de poluição da área e o teste de correlação de Pearson foi aplicado para verificar o grau de correlação entre os parâmetros foliares e os índices de reflectância hiperespectral. As análises de correlação foram realizadas no *software* R, versão 3.4.2.

3.2 Resultados

3.2.1 Análise morfoanatômica

As espécies estudadas apresentam comportamentos distintos, dificultando elencar um único parâmetro como bioindicador. A espécie *D. regia* mostrou um comportamento mais sensível com relação à poluição atmosférica; foi encontrada diferença significativa para a maior

parte dos parâmetros analisados (Tabelas 1 e 2). Na avaliação da massa seca e do conteúdo de água nas folhas, as espécies *D. regia* e *P. dulce* apresentam diferença significativa para o peso de massa fresca. *D. regia* mostra que essa diferença ocorre por haver uma maior produção de biomassa nas folhas produzidas pelos indivíduos estabelecidos na área com BP, e em *P. dulce*, esse valor foi influenciado por haver um maior acúmulo de água nas folhas coletadas na área com AP (Tabela 1). Com relação ao percentual de água, nenhuma das espécies apresentou diferença significativa entre as áreas AP e BP e apresentaram teores variando de 49% a 65% (Tabela 1).

As medidas de área foliar apresentaram diferença significativa entre as áreas AP e BP em todas as espécies; em *P. dulce*, os maiores valores foram encontrados para a área de AP e nas outras espécies na área com BP; o maior valor de área foliar foi encontrado em *D. regia*. Esta foi a única espécie que possui folha recomposta, enquanto *P. dulce* e *S. spectabilis* possuem folhas pinadas e *T. catappa* folha simples. Ao analisar a AFE, só foi encontrada diferença significativa em *D. regia*, apresentando maior AFE na área AP, esta diferença deve-se principalmente pelo fato de haver uma menor produção de biomassa seca em AP (Tabela 1). Com relação à largura e ao comprimento foliar, todas as espécies apresentaram diferença significativa, com os maiores valores médios encontrados na área BP, com exceção de *P. dulce*, cujas maiores médias foram encontradas sob AP (Tabela 1).

Tabela 1 - Valores médios, seguidos de desvio padrão e coeficiente de variação (n=100) dos caracteres morfológicos foliares de espécies estabelecidas em áreas com alta e baixa poluição atmosférica, em decorrência do tráfego automotivo na cidade de Recife, Pernambuco, Nordeste do Brasil. AP = alta poluição; BP = baixa poluição; DP = desvio padrão; p = valor da significância, teste Tukey; r = grau da correlação com poluição atmosférica, Correlação de Spearman; AFE = área foliar específica.

Espécies	Área		Massa Fresca(g)	Massa Seca (g)	Conteúdo água (g)	Conteúdo água (%)	Área foliar (cm ²)	AFE (cm ² /g)	Largura (cm)	Comprimento (cm)
<i>Delonix regia</i> (Hook.) Raf.	AP	Média	45,16	19,34	23,25	57	506,69	27,18	21,22	37,31
		DP	14,71	6,70	12,28	0,08	193,01	7,90	3,35	7,00
	BP	Média	73,37	37,48	35,89	49	669,11	19,19	24,59	47,49
		DP	22,93	13,93	13,14	0,10	205,80	5,31	4,57	9,03
		P	0,0060S	0,0026S	0,0778	0,0770	0,00001S	0,0184S	0,00001S	0,00001S
		R	-0,577*	-0,674*	-0,423	0,539**	-0,423	0,558**	-0,404	-0,674*
<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth.	AP	Média	1,44	0,57	0,87	59	16,82	28,85	7,95	4,44
		DP	0,34	0,10	0,28	0,06	7,15	7,36	1,89	0,99
	BP	Média	1,12	0,51	0,61	54	11,88	24,80	6,86	3,61
		DP	0,20	0,11	0,17	0,09	4,31	9,49	1,27	0,78
		P	0,0189S	0,1861	0,0220S	0,1298	0,00001S	0,3004	0,00001S	0,00001S
		R	0,529**	0,296	0,46	0,416	0,416	0,26	0,295	0,503**
<i>Senna spectabilis</i> var. excelsa (Schrud.) H.S. Irwin & Barneby	AP	Média	17,65	7,37	10,27	57	142,87	19,86	12,77	28,78
		DP	6,26	2,15	4,30	0,10	49,78	4,40	1,48	4,06
	BP	Média	20,30	8,28	12,02	58	212,48	25,84	14,02	34,50
		DP	5,79	2,00	4,53	0,06	89,51	7,91	1,93	6,70
		P	0,3380	0,3408	0,3888	0,6297	0,00001S	0,0511	0,00001S	0,00001S
		R	-0,139	-0,208	-0,156	0,069	-0,59*	-0,451	-0,468	-0,555*
<i>Terminalia catappa</i> L.	AP	Média	36,67	13,83	22,83	63	220,26	16,56	13,62	23,71
		DP	7,56	4,20	3,85	0,04	59,81	3,28	2,19	3,75
	BP	Média	40,18	14,17	26,01	65	249,08	18,39	14,75	24,21
		DP	8,77	3,87	5,50	0,04	64,65	4,29	2,06	3,29
		P	0,3498	0,8521	0,1525	0,2591	0,0011S	0,2994	0,0002S	0,3207S
		R	-0,226	-0,13	-0,347	-0,243	-0,364	-0,191	-0,399	-0,173

S= Diferença significativa entre os valores médios na espécie, Teste Tukey $p \leq 0,05$. *Correlação negativa forte, correlação de Spearman. ** Correlação positiva forte, correlação de Spearman.

Tabela 2 - Valores médios, seguidos de desvio padrão e coeficiente de variação (n=150) da densidade (nº/mm²) e índice de tricomas (%) de espécies estabelecidas em áreas com alta e baixa poluição atmosférica, em decorrência do tráfego automotivo na cidade de Recife, Pernambuco, Nordeste do Brasil. AP = alta poluição; BP = baixa poluição; DP = desvio padrão; p = valor da significância, teste Tukey; r = grau da correlação com poluição atmosférica, Correlação de Spearman.

Espécies	Área		Densidade de tricomas	Índice de tricomas
			(nº/ mm ²)	(%)
<i>Delonix regia</i> (Hook.) Raf.	AP	Média	28,81	1
		DP	22,90	0,011
	BP	Média	40,78	2
		DP	23,80	0,012
		p	0,00003S	0,00001S
		r	-0,346	-0,441
<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth.	AP	Média	0,85	0
		DP	2,93	0,002
	BP	Média	1,82	0
		DP	3,84	0,002
		p	0,015S	0,042S
		r	-0,361	-0,313
<i>Senna spectabilis</i> var. <i>excelsa</i> (Schrad.) H.S. Irwin & Barneby	AP	Média	24,18	1
		DP	14,48	0,006
	BP	Média	30,48	1
		DP	15,51	0,006
		p	0,0003S	0,00001S
		r	-0,294	-0,366

S= Diferença significativa entre os valores médios na espécie, Teste Tukey $p \leq 0,05$.

Em vista frontal, as espécies *D. regia*, *P. dulce* e *S. spectabilis* apresentam tricomas na face adaxial (Figura 3), com maior densidade e índice na área BP, sendo os maiores valores encontrados em *D. regia* (Tabela 2). Apesar da diferença significativa entre as áreas estes parâmetros não apresentaram correlação forte com poluição atmosférica (Tabela 2).

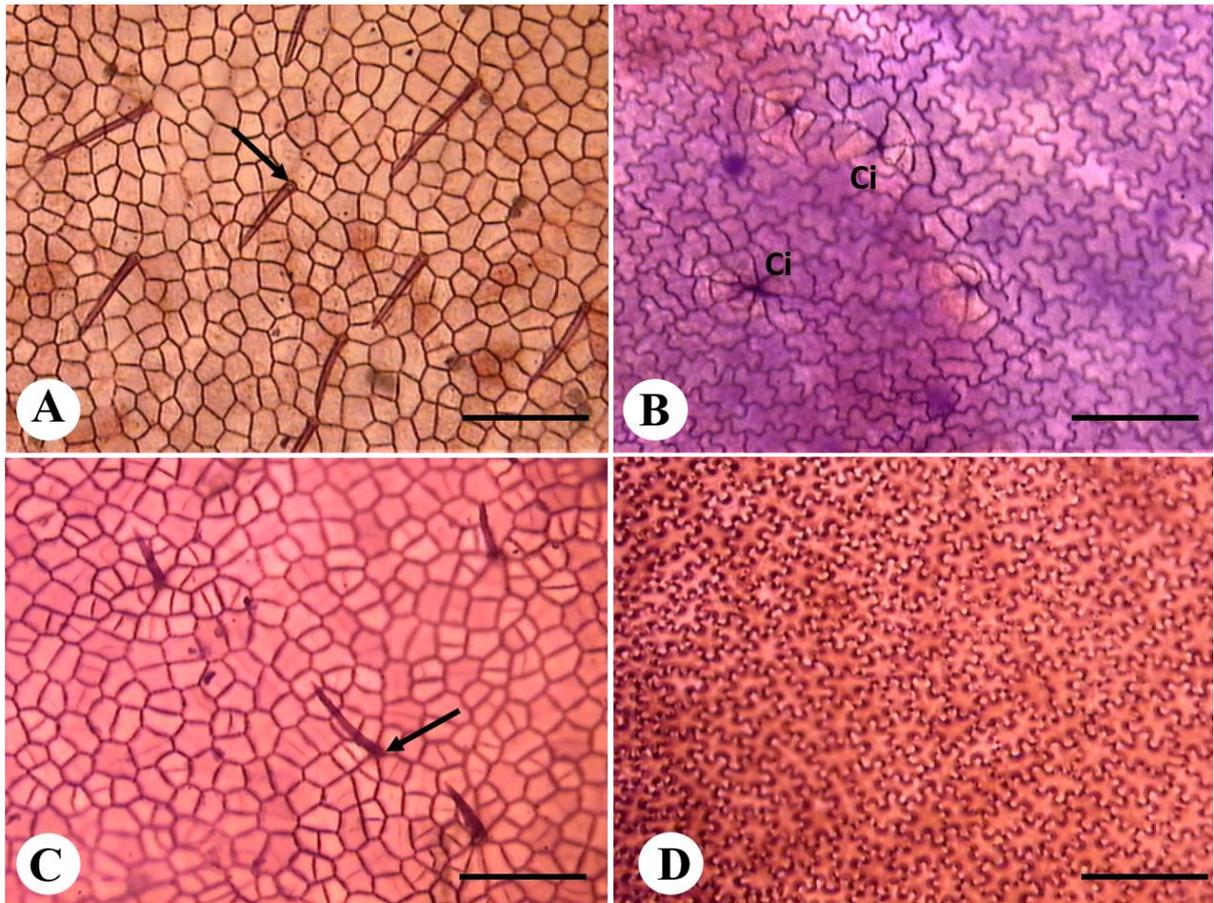


Figura 3 - Vista frontal da face adaxial da epiderme da lâmina foliar em microscopia ótica de espécies estabelecidas na cidade de Recife, Pernambuco, Nordeste do Brasil. A. *Delonix regia* (Hook.) Raf.; B. *Pithecellobium dulce* (Roxb.) Benth.; C. *Senna spectabilis* var. *excelsa* (Schrad.) H.S. Irwin & Barneby; D. *Terminalia catappa* L. Barras: 100 μm . Setas: tricomas tectores; Ci: cicatriz de tricoma.

Em vista transversal, a lâmina foliar mostrou espessamento da cutícula na face adaxial em *D. regia* e *S. spectabilis* sob AP (Tabela 3). *S. spectabilis* também apresentou espessamento da cutícula na face abaxial na área AP. A espessura da epiderme, em ambas as faces, foi maior sob BP em *D. regia* e *P. dulce* e, apenas na face adaxial, em *S. spectabilis* (Tabela 2). Esta última espécie apresentou uma camada de células transparentes logo abaixo da epiderme na face adaxial, o que pode ser uma indicação de hipoderme (Figura 4), com diferença significativa entre as áreas, apresentando 18,98 μm sob AP e 17,55 μm sob BP.

Tabela 3 - Valores médios, seguidos de desvio padrão e coeficiente de variação (n=150) dos caracteres estruturais foliares (μm) de espécies estabelecidas em áreas com alta e baixa poluição atmosférica, em decorrência do tráfego automotivo na cidade de Recife, Pernambuco, Nordeste do Brasil. AP = alta poluição; BP = baixa poluição; DP = desvio padrão; p = valor da significância, teste Tukey; r = grau da correlação com poluição atmosférica, Correlação de Spearman; ECAD = espessura da cutícula na face adaxial; ECAB = espessura da cutícula na face abaxial; EEAD = espessura da epiderme na face adaxial; EEAB = espessura da epiderme na face abaxial; EM = espessura do mesofilo; PP = espessura do parênquima paliçádico; NCPP = número de camadas do parênquima paliçádico; PE = espessura do parênquima esponjoso; NCPE = número de camadas parênquima esponjoso; EF = espessura foliar.

Espécies	Área		ECAD	ECAB	EEAD	EEAB	EM	PP	NCPP	PE	NCPE	EF
			μm									
<i>Delonix regia</i> (Hook.) Raf.	AP	Média	2,28	1,59	17,67	12,08	147,10	89,42	1,04	60,48	5,30	185,21
		DP	0,59	0,38	4,42	3,19	23,58	16,75	0,19	8,40	0,71	21,95
	BP	Média	2,14	1,70	22,74	15,96	167,58	104,35	1,00	66,21	5,13	206,50
		DP	0,50	0,43	3,71	4,11	32,98	29,04	0	16,10	0,85	32,31
		P	0,0288S	0,0327	0,00001S	0,00001S	0,00001S	0,00001S	0,0167S	0,0002S	0,0811	0,00001S
		R	0,327	-0,472	-0,693*	-0,616*	-0,346	-0,343	0,248	-0,385	0,146	-0,443
<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth.	AP	Média	2,07	2,00	18,71	18,21	138,53	84,19	2,00	55,10	4,37	175,16
		DP	0,43	0,92	2,99	3,09	20,87	19,38	0,00	11,10	0,76	21,19
	BP	Média	1,98	1,91	20,19	19,28	143,28	90,17	2,00	52,08	3,63	181,98
		DP	0,39	0,47	3,08	2,77	26,05	25,44	0,000	10,76	0,61	26,23
		P	0,0734	0,2987	0,00003S	0,0016S	0,0809	0,0222S	-	0,0167S	0,00001S	0,0132S
		R	0,225	0,347	-0,451	-0,243	-0,121	-0,208	-	0,277	0,715**	-0,243
<i>Senna spectabilis</i> var. excelsa (Schrad.) H.S. Irwin & Barneby	AP	Média	4,39	1,98	11,58	11,78	140,71	78,80	1,47	64,99	4,87	188,45
		DP	2,10	0,63	3,56	2,36	29,96	32,57	0,56	11,57	0,72	33,20
	BP	Média	3,09	1,62	12,82	11,80	136,77	69,77	1,20	75,17	5,13	190,30
		DP	1,14	0,41	3,87	2,55	23,94	21,86	0,40	13,54	0,77	27,98
		P	0,00001S	0,00001S	0,0038S	0,8736	0,2080	0,0048S	0,00001S	0,00001S	0,0019S	0,6033
		R	0,676**	0,546**	-0,382	-0,052	0,069	0,312	0,249	-0,538*	-0,09	-0,121
<i>Terminalia catappa</i> L.	AP	Média	3,56	2,91	11,60	8,76	246,39	86,72	1,23	161,21	9,48	276,52
		DP	1,04	0,75	2,68	1,82	30,36	18,80	0,44	20,8	1,19	32,70
	BP	Média	3,69	3,06	12,12	8,79	243,52	80,51	1,40	162,17	9,82	270,67
		DP	1,06	1,09	2,66	2,15	25,57	11,39	0,49	24,82	1,47	26,03
		P	0,3031	0,1748	0,0922	0,9079	0,3762	0,0005S	0,0020S	0,7177	0,0281S	0,0866
		R	-0,139	0	-0,087	0	0,121	0,26	-0,288	-0,104	-0,191	0,208

S= Diferença significativa entre os valores médios na espécie, Teste Tukey $p \leq 0,05$. *Correlação negativa forte, correlação de Sperrman. ** Correlação positiva forte, correlação de Sperrman.

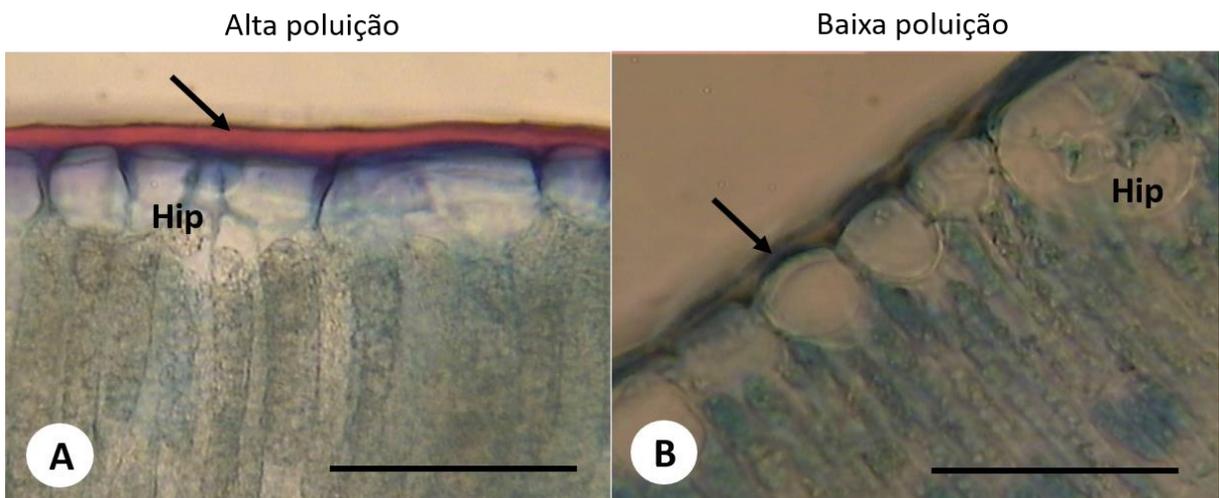


Figura 4 - Vista transversal da espécie *Senna spectabilis* var. *excelsa* (Schrad.) H.S. Irwin & Barneby estabelecida em áreas com maior e menor tráfego automotivo na cidade de Recife, Pernambuco, Nordeste do Brasil. Evidenciando a diferença de espessura da cutícula nas duas áreas (setas); Hip = hipoderme. Barras: 50 µm.

Todas as espécies apresentaram mesofilo dorsiventral, com exceção de *P. dulce*. Esta espécie apresentou uma camada de parênquima paliçádico imediatamente abaixo da face adaxial da epiderme, com 61,06 µm de espessura nas folhas de indivíduos sob AP e 66,98 µm sob BP (Figura 5). Imediatamente abaixo da face abaxial da epiderme foi observada uma camada de parênquima paliçádico, medindo 22,29 µm sob AP e 23,19 µm sob BP. As camadas de células na porção mediana do mesofilo apresentam células achatadas e raros cloroplastos, caracterizando parênquima esponjoso, esta característica é chamada de mesofilo bifacial, por Watson e Dallwitz (1992), no site DELTA-Intkey, e é característico da subfamília Mimosoideae (Figura 5). Apenas *D. regia* apresentou um mesofilo mais espessado sob AB, quando analisamos os parênquimas separadamente, todas as espécies mostraram diferença significativa na espessura do parênquima paliçádico, e no parênquima esponjoso apenas *T. catappa* não apresentou diferença na espessura entre as áreas, porém mostrou ter mais camadas deste tecido na área BP, essa característica também ocorreu em *S. spectabilis* e a espécie *P. dulce* mostrou um maior número de camadas na área AP. Com relação a espessura foliar, esta apresentou maiores medidas na área BP nas espécies *D. regia* e *P. dulce* (Tabela 2).

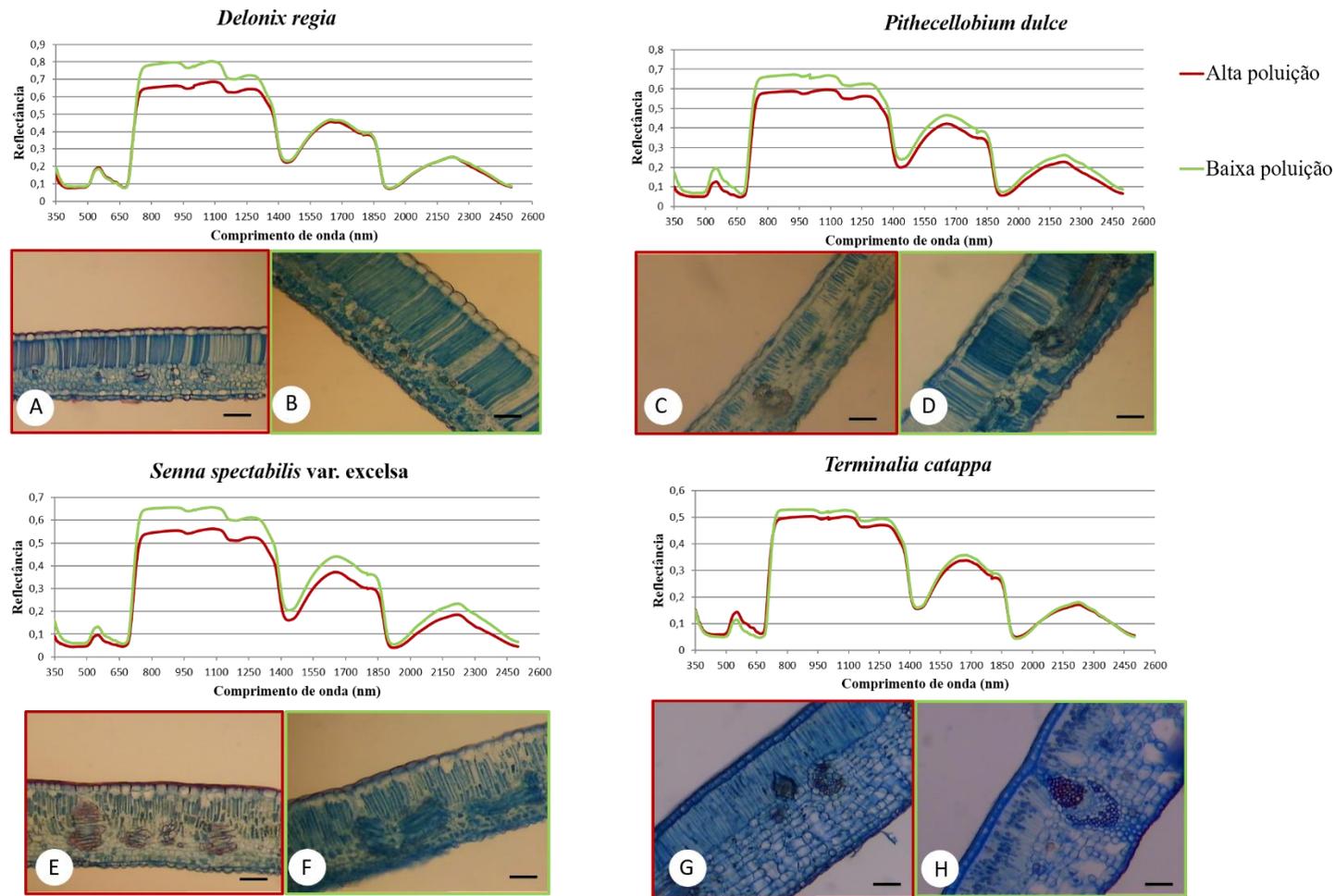


Figura 5 - Médias da reflectância espectral foliar por comprimento de onda de 350-2500 nm (n=100) Secções transversais da lâmina foliar em microscopia ótica de espécies estabelecidas em áreas com alta e baixa poluição atmosférica, em decorrência do tráfego automotivo na cidade de Recife, Pernambuco, Nordeste do Brasil. A-B. *Delonix regia* (Hook.) Raf.; C-D. *Pithecellobium dulce* (Roxb.) Benth.; E-F. *Senna spectabilis* var. *excelsa* (Schrad.) H.S. Irwin & Barneby; G-H. *Terminalia catappa* L. Barras: 50 μm.

3.2.2 Análise hiperespectral

Analisando os valores médios de reflectância espectral, todas as espécies apresentaram diferença entre as áreas de AP e BP. Na região do visível, onde ocorre a maior absorção de luz pelas clorofilas a e b, na fotossíntese, as espécies se comportaram de modo distinto entre as áreas estudadas. *P. dulce* e *S. spectabilis*, a área BP apresentou os maiores valores de reflectância espectral foliar, na espécie *T. catappa*, os maiores valores de reflectância foram encontrados nos indivíduos da área AP, e em *D. regia* os valores de reflectância nesta região não apresentaram diferença. Na região do infravermelho (750-1200 nm), as espécies apresentaram maiores valores de reflectância na área BP (Figura 4). Os maiores valores de reflectância na região do infravermelho, foram encontrados nas espécies *D. regia* (aproximadamente 0,8), *P. dulce* e *S. spectabilis* (entre 0,6 e 0,7) (Figura 4). Após 1400 nm, onde ocorre a maior absorção pelo conteúdo de água presente na folha, estas mesmas espécies apresentam maior reflectância na área BP.

O NDVI1 e o NDVI2 mostraram diferença significativa para todas as espécies. Em *D. regia* e *T. catappa*, os maiores valores foram encontrados em folhas dos indivíduos estabelecidos na área com menor tráfego automotivo (Tabela 4). Entretanto, *P. dulce* e *S. spectabilis* mostraram comportamento inverso, com os maiores valores encontrados para a área de maior tráfego automotivo (Tabela 4).

Tabela 4 - Média dos índices espectrais (n=60) NDVI1, NDVI2, NDWI em espécies estabelecidas em áreas com maior e menor tráfego automotivo na cidade de Recife, Pernambuco, Nordeste do Brasil, comparados Tukey ($p < 0,05$). P = valor da significância, teste Tukey; r = grau da correlação com poluição atmosférica, Correlação de Spearman.

Espécies	Área	NDVI1	NDVI2	NDWI
<i>Delonix regia</i> (Hook.) Raf.	AP	0,78674±0,06	0,47127±0,08	0,01617±0,020
	BP	0,82616±0,038	0,54283±0,06	0,04743±0,013
	p	0,0002S	0,0001S	0,0001S
	r	-0,616*	-0,697*	-0,753*
<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth.	AP	0,86970±0,03	0,61459±0,06	0,02535±0,008
	BP	0,81881±0,03	0,49467±0,06	0,01778±0,11
	p	0,0001S	0,0001S	0,5966
	r	0,503*	0,694*	-0,624*
<i>Senna spectabilis</i> var. excelsa (Schrad.) H.S.Irwin & Barneby	AP	0,85682±0,03	0,62780±0,04	0,03210±0,009
	BP	0,84025±0,03	0,59266±0,06	0,03862±0,007
	p	0,0028S	0,0002S	0,0002S
	r	0,000	0,244	-0,415
<i>Terminalia catappa</i> L.	AP	0,78532±0,06	0,40902±0,08	0,03301±0,01
	BP	0,84230±0,02	0,55211±0,06	0,03414±0,007
	p	0,0001S	0,0001S	0,4818

r	-0,539*	-0,847*	-0,154
---	---------	---------	--------

S= Diferença significativa entre os valores médios na espécie, Teste Tukey $p \leq 0,05$. *Correlação negativa forte, correlação de Sperrman. ** Correlação positiva forte, correlação de Sperrman.

Considerando o NDWI, apenas *D. regia* e *S. spectabilis* mostraram diferença significativa, quando comparado entre as áreas AP e BP. Nestas espécies, os maiores valores para foram encontrados em indivíduos estabelecidos na área com maior tráfego automotivo (Tabela 4).

3.2.3 Relação entre parâmetros foliares e a poluição atmosférica

Os parâmetros foliares apresentam valores de correlação com a poluição atmosférica diferentes para cada espécie, mostrando que cada espécie apresenta uma resposta específica para diferentes condições ambientais.

Delonix regia foi a espécie apresentou valores fortes de correlação entre poluição atmosférica e um maior número de parâmetros foliares (Tabelas 1-3). Considerando esta espécie, temos correlações positivas com o percentual de conteúdo de água ($r=0,539$) e com a AFE ($r=0,558$). *S. spectabilis* apresentou a área foliar com valor de correlação -0,59 com poluição (Tabela 1). O parâmetro comprimento foliar mostrou correlação negativa com poluição atmosférica em *D. regia* e *S. spectabilis*, e uma correlação de 0,503 em *P. dulce* (Tabela 1).

A correlação negativa entre os parâmetros anatômicos e a poluição atmosférica na espécie *D. regia* foi de -0,693 e -0,616 com as espessuras das faces da epiderme adaxial e abaxial, respectivamente, e em *S. spectabilis* para PE o valor de correlação foi de -0,538 (Tabela 2). E correlação positivo com a poluição no NCPE na espécie *P. dulce* ($r=0,715$) e na espessura da cutícula, em ambas as faces, em *S. spectabilis* ($r=0,676$ na face adaxial e $r=0,546$, na face abaxial). Em *T. catappa*, nenhum parâmetro morfoanatômico mostrou alta correlação com a poluição atmosférica.

Analisando a correlação entre os índices espectrais e a poluição atmosférica, o NDVI 1 e o NDVI 2 apresentam comportamentos similares em todas as espécies, porém a correlação foi mais forte para o NDVI 2. Estes parâmetros apresentaram correlação negativa em *D. regia* e *T. catappa* e positiva em *P. dulce*, enquanto o NDWI apresentou correlação negativa com *D. regia* e *P. dulce*.

3.2.4 Relação entre parâmetros foliares e os índices espectrais

O grau de correlação entre os parâmetros morfoanatômicos e os índices espectrais mudam de acordo com a espécie e com a condição de poluição atmosférica (Tabela 5-8). Para *D. regia*, foi identificada correlação alta e positiva na AP e BP entre o NDVI1 e a largura foliar. Este mesmo tipo de correlação foi encontrado para estas duas áreas entre o NDVI2 e peso de massa fresca, e entre o NDWI e a largura foliar. Os demais parâmetros que apresentaram alto grau de correlação com os índices variaram de acordo com a área de coleta. Na área AP, houve correlação alta negativa entre NDWI e ECAD, EM e EF. No entanto, na área BP, estes mesmos parâmetros se correlacionaram de modo positivo. Na BP destacam-se correlações positivas altas com $r > 0,8$ entre o NDVI2 e peso de massa seca e largura foliar, e entre NDWI e peso de massa fresca, conteúdo água, AF, EM e EF. Nesta mesma área foi encontrada correlação alta negativa com $r < -0,8$ entre NDVI 1 e densidade e índice de tricomas, e entre o NDVI 2 e a AFE (Tabela 5).

Tabela 5 - Valores do teste de correlação de Pearson entre os parâmetros foliares e os índices espectrais, para espécie *Delonix regia* (Hook.) Raf. coletada em áreas com alta e baixa poluição atmosférica, em decorrência do tráfego automotivo na cidade de Recife, Pernambuco, Nordeste do Brasil. ECAD = espessura da cutícula na face adaxial; ECAB = espessura da cutícula na face abaxial; EEAD = espessura da epiderme na face adaxial; EEAB = espessura da epiderme na face abaxial; PP = espessura do parênquima paliçádico; NCPP = número de camadas do parênquima paliçádico; PE = espessura do parênquima esponjoso; NCPE = número de camadas parênquima esponjoso.

Parâmetros	Alta poluição			Baixa poluição		
	NDVI1	NDVI2	NDWI	NDVI1	NDVI2	NDWI
Massa fresca	0,227	0,595**	0,144	0,332	0,645**	0,914**
Massa seca	0,135	0,239	0,041	0,5	0,861**	0,719**
Conteúdo água	0,25	0,735**	0,19	0,113	0,316	0,889**
Conteúdo água (%)	0,12	0,534**	0,17	-0,277	-0,463	0,325
Área foliar	0,456	0,426	0,454	0,346	0,708**	0,834**
Largura	0,673**	0,182	0,524**	0,521**	0,871**	0,749**
Comprimento	0,369	0,051	0,764**	0,295	0,64**	0,482
Área foliar específica	0,399	0,097	0,506**	-0,594*	-0,841*	-0,108
Densidade de tricomas	0,191	0,198	0,394	-0,876*	-0,324	-0,071
Índice de tricomas	0,215	0,225	0,353	-0,813*	-0,257	-0,041
ECAD	-0,417	-0,281	-0,591*	0,304	0,322	0,515**
ECAB	0,589**	0,083	-0,065	-0,435	-0,101	0,004
EEAD	0,206	-0,335	-0,335	0,33	-0,169	-0,481
EEAB	0,089	-0,176	-0,348	0,295	-0,411	-0,142
Espessura mesofilo	-0,23	-0,221	-0,414	-0,118	-0,103	0,817**
PP	-0,307	-0,153	-0,795*	-0,195	-0,18	0,785**
NCPP	0,114	-0,202	0,058	NA	NA	NA
PE	0,165	-0,372	0,283	0,718**	0,443	0,195
NCPE	-0,071	-0,056	0,299	-0,183	0,433	0,582**

Espessura foliar	-0,091	-0,378	-0,519*	-0,071	-0,107	0,801**
------------------	--------	--------	---------	--------	--------	---------

*Correlação negativa forte, correlação de Pearson. ** Correlação positiva forte, correlação de Pearson.

Em *P. dulce*, foi encontrada nas duas áreas, AP e BP, correlação alta positiva entre NDWI e AF, e altas negativas entre NDWI e densidade e índice de tricomas. Foi identificada alta correlação positiva entre o NDVI2 e comprimento foliar e AF na área AP, e negativa na área BP. Na área AP foram também identificados altos valores de correlação negativa com $r < -0,8$ entre o NDWI e densidade e índice de tricomas (Tabela 6).

Tabela 6 - Valores do teste de correlação de Pearson entre os parâmetros foliares e os índices espectrais, para espécie *Pithecellobium dulce* (Roxb.) Benth. coletada em áreas com alta e baixa poluição atmosférica, em decorrência do tráfego automotivo na cidade de Recife, Pernambuco, Nordeste do Brasil. ECAD = espessura da cutícula na face adaxial; ECAB = espessura da cutícula na face abaxial; EEAD = espessura da epiderme na face adaxial; EEAB = espessura da epiderme na face abaxial; PP = espessura do parênquima paliçádico; NCPP = número de camadas do parênquima paliçádico; PE = espessura do parênquima esponjoso; NCPE = número de camadas parênquima esponjoso.

Parâmetros	Alta poluição			Baixa poluição		
	NDVII	NDVI2	NDWI	NDVII	NDVI2	NDWI
Massa fresca	0,519**	0,503**	0,611**	0,387	-0,014	0,191
Massa seca	0,657**	0,688**	0,699**	-0,113	0,441	-0,154
Conteúdo água	0,414	0,384	0,513**	0,518**	-0,302	0,32
Conteúdo água (%)	0,041	-0,063	0,157	0,547**	-0,416	0,33
Área foliar	0,628**	0,579**	0,647**	0,328	-0,522*	0,562**
Largura	0,412	0,381	0,463	0,375	-0,512*	0,423
Comprimento	0,563**	0,51**	0,59**	0,066	-0,513*	0,286
Área foliar específica	0,503**	0,367	0,513**	0,286	-0,595*	0,453
Densidade de tricomas	-0,572*	-0,462	-0,586*	-0,341	0,339	-0,816*
Índice de tricomas	-0,562*	-0,721*	-0,534*	-0,283	0,348	-0,825*
ECAD	0,41	0,211	0,423	0,092	-0,151	0,438
ECAB	0,361	-0,124	0,472	-0,603*	-0,377	0,435
EEAD	0,193	0,105	0,132	-0,128	-0,359	0,312
EEAB	-0,073	-0,09	-0,05	-0,031	-0,215	0,534**
Espessura mesofilo	-0,489	-0,294	-0,558*	-0,076	0,72**	-0,42
PP	-0,439	-0,245	-0,547*	0,2	0,771**	-0,46
NCPP	NA	NA	NA	NA	NA	NA
PE	-0,353	-0,191	-0,29	-0,586*	-0,447	0,434
NCPE	0,044	0,009	0,164	-0,388	-0,195	0,243
Espessura foliar	-0,473	-0,339	-0,522*	-0,119	0,675**	-0,379

*Correlação negativa forte, correlação de Pearson. ** Correlação positiva forte, correlação de Pearson.

Senna spectabilis apresentou alta correlação positiva entre o NDVI2 e o NCPP e entre o NDWI e o NCPP nas duas áreas avaliadas. O NDVII e índice de tricomas mostraram alta

correlação positiva na área AP e negativa na BP. Na área sob BP o maior valor de correlação foi encontrado entre o NDVI2 e a EEAD ($r= 949$) (Tabela 7).

Tabela 7 - Valores do teste de correlação de Pearson entre os parâmetros foliares e os índices espectrais, para espécie *Senna spectabilis* var. *excelsa* (Schrad.) H.S. Irwin & Barneby coletada em áreas com alta e baixa poluição atmosférica, em decorrência do tráfego automotivo na cidade de Recife, Pernambuco, Nordeste do Brasil. ECAD = espessura da cutícula na face adaxial; ECAB = espessura da cutícula na face abaxial; EEAD = espessura da epiderme na face adaxial; EEAB = espessura da epiderme na face abaxial; PP = espessura do parênquima paliçádico; NCPP = número de camadas do parênquima paliçádico; PE = espessura do parênquima esponjoso; NCPE = número de camadas parênquima esponjoso.

Parâmetros	Alta poluição			Baixa poluição		
	NDVII	NDVI2	NDWI	NDVII	NDVI2	NDWI
Massa fresca	0,13	0,265	0,203	0,081	-0,204	0,432
Massa seca	0,067	0,008	0,002	-0,039	0,195	0,368
Conteúdo água	0,155	0,381	0,295	0,109	-0,303	0,414
Conteúdo água (%)	0,166	0,557**	0,412	0,274	-0,346	0,334
Área foliar	0,517**	0,325	0,471	0,081	-0,403	0,302
Largura	0,489	0,38	0,455	-0,018	-0,57*	0,137
Comprimento	0,189	0,15	0,313	0,44	-0,186	0,185
Área foliar específica	0,597**	0,395	0,571**	0,117	-0,488	0,176
Densidade de tricomas	-0,436	-0,354	-0,318	0,664**	0,757**	0,52**
Índice de tricomas	-0,503*	-0,22	-0,196	0,596**	0,496	0,761**
ECAD	0,217	-0,206	0,019	0,163	-0,039	0,125
ECAB	0,311	-0,331	-0,19	-0,368	-0,098	-0,224
EEAD	0,116	-0,266	-0,365	0,25	0,949**	0,332
EEAB	0	-0,096	0,14	-0,451	0,026	0,018
Espessura da hipoderme	-0,78*	-0,244	-0,337	-0,425	0,236	0,389
Espessura do mesofilo	-0,494	-0,429	-0,515*	-0,083	0,28	0,137
PP	-0,476	-0,345	-0,534*	-0,224	0,136	0,089
NCPP	0,684**	0,687**	0,725**	0,192	0,563**	0,55**
PE	-0,452	-0,751*	-0,753*	-0,474	0,193	0,184
NCPE	-0,283	-0,364	-0,534*	-0,154	0,402	0,53
Espessura foliar	-0,521*	-0,519*	-0,648*	-0,397	0,242	0,076

*Correlação negativa forte, correlação de Pearson. ** Correlação positiva forte, correlação de Pearson.

A espécie *T. catappa* não apresentou alta correlação em comum entre as duas áreas. Na área sob AP o maior valor de correlação ($r=-0,746$) foi encontrado entre NDWI e PP. Na área sob BP, apenas o NDWI apresentou alta correlação com o percentual do conteúdo de água e com a AFE (Tabela 8).

Tabela 8 - Valores do teste de correlação de Pearson entre os parâmetros foliares e os índices espectrais, para espécie *Terminalia catappa* L. coletada em áreas com alta e baixa poluição atmosférica, em decorrência do tráfego automotivo na cidade de Recife, Pernambuco, Nordeste do Brasil. ECAD = espessura da cutícula na face adaxial; ECAB = espessura da cutícula na face abaxial; EEAD = espessura

da epiderme na face adaxial; EEAB = espessura da epiderme na face abaxial; PP = espessura do parênquima paliçádico; NCPP = número de camadas do parênquima paliçádico; PE = espessura do parênquima esponjoso; NCPE = número de camadas parênquima esponjoso.

Parâmetros	Alta poluição			Baixa poluição		
	NDVII	NDVI2	NDWI	NDVII	NDVI2	NDWI
Massa fresca	0,363	0,401	0,504**	-0,119	-0,051	-0,069
Massa seca	0,427	0,483	0,5**	-0,261	-0,042	-0,345
Conteúdo água	0,248	0,259	0,444	-0,026	-0,052	0,099
Conteúdo água (%)	-0,406	-0,456	-0,355	0,346	-0,084	0,665**
Área foliar	0,016	0,073	0,317	0,099	-0,088	0,274
Largura	-0,181	-0,275	-0,085	0,085	-0,004	0,288
Comprimento	0,229	0,351	0,624**	0,066	-0,163	0,046
Área foliar específica	-0,599*	-0,607*	-0,391	0,332	-0,141	0,61**
ECAD	0,116	0,107	0,111	0,438	-0,122	0,243
ECAB	0,378	-0,082	0,125	0,358	-0,002	0,211
EEAD	-0,214	-0,202	-0,509*	0,211	-0,007	-0,181
EEAB	0,269	-0,029	-0,632*	0,32	0,204	0,138
Espessura mesofilo	0,291	-0,484	-0,637*	-0,223	-0,05	-0,267
PP	0,144	-0,498	-0,746*	-0,295	-0,324	-0,498
NCPP	0,258	-0,21	0,233	-0,191	0,202	0,019
PE	0,41	-0,385	-0,272	-0,134	0,138	-0,046
NCPE	0,498	0,004	-0,22	-0,34	0,06	-0,058
Espessura foliar	0,258	-0,566*	-0,658*	-0,137	-0,046	-0,247

*Correlação negativa forte, correlação de Pearson. ** Correlação positiva forte, correlação de Pearson.

Na área sob AP, o NDVII mostrou uma alta correlação com a AFE, em *P. dulce*, *S. spectabilis* e *T. catappa*, sendo positiva para as duas primeiras. Nesta mesma área, o NDWI apresentou alta correlação negativa com o PP e a EF para todas as espécies analisadas, e com a EM em três espécies, exceto em *D. regia* (Tabela 5-8).

3.3 Discussão

Os vegetais podem desenvolver estratégias para se adequar às novas condições ambientais, em áreas urbanas, as plantas estabelecidas estão expostas a grandes quantidades de poluentes, o que segundo Larcher (2004), pode desencadear diversas estratégias, que variam de acordo com as espécies vegetais.

A relação entre a poluição atmosférica e o percentual de água, peso da massa seca e a AFE também foi avaliada por Brackx et al. (2017) e Khavanin Zadeh et al. (2013). Estes autores analisaram folhas de *Carpinus betulus* e *Tilia* sp., em áreas com diferentes intensidades de tráfego automotivo e encontraram resultados semelhantes àqueles determinados para *P. dulce*,

S. spectabilis e *T. catappa*, sem diferença significativa entre as condições de poluição. Riikonen et al. (2010) também não observaram diferença significativa na AFE em folhas de *Betula papyrifera*, quando expostas a elevados níveis de CO₂ e O₃. Gratani et al. (2000) e Kardel et al. (2010) encontraram diferença significativa, com menor AFE nas folhas sob menor poluição atmosférica, resultado semelhante ao obtido em *D. regia*. A partir disso, notamos que as espécies variam de comportamento com relação a produção de biomassa seca frente a poluição atmosférica, por outro lado as espécies tendem a diminuir a área foliar em áreas com maior poluição atmosférica, segundo Costa et al. (2015) a poluição atmosférica pode estar inibindo o crescimento no número de células, e isto pode reduzir o desenvolvimento foliar. Com relação à AFE e ao acúmulo de material particulado, Sæbø et al. (2012) verificaram, em 47 espécies de plantas, que quanto maior a AFE menor é o acúmulo de material particulado na superfície foliar; desse modo, *T. catappa* é a espécie que mais contribui com a retirada de particulado em função do maior acúmulo nas folhas.

A maioria das espécies (3 de 4) analisadas apresentaram redução da área foliar sob AP, corroborando Verma e Singh (2006), que encontraram uma redução de área foliar de até 40% em folhas de *Ficus religiosa* e Lima et al. (2000), em folhas de *Phaseolus vulgaris*. Rai (2016) associam isto a uma deposição de material particulado, influenciando nas propriedades ópticas, reduzindo a temperatura no interior das folhas e, conseqüentemente, reduzindo a fotossíntese e produção de biomassa seca. Segundo Galvêncio e Pimentel (2012), a análise da atividade fotossintética pode fornecer informações sobre a capacidade de produção de biomassa. Apenas *D. regia* apresentou redução significativa na produção de biomassa seca; Khavanin Zadeh et al. (2013) não observaram diferenças significativas no peso da massa seca em folhas de espécies de *Tilia*.

Com relação à largura e comprimento foliar, Kardel et al. (2010) encontraram resultados similares para indivíduos de *Plantago lanceolata* estabelecidos em áreas industriais; as folhas apresentaram menores dimensões, quando comparadas às folhas de indivíduos estabelecidos em áreas sob poluição atmosférica. Resultados similares foram obtidos por Alves et al. (2008) com folhas de indivíduos de *Eugenia uniflora* estabelecidos em área urbana e rural.

Considerando as características anatômicas foliares, constatamos que cada espécie responde de maneira diferenciada, corroborando Khavanin Zadeh et al. (2013). Estes autores afirmam que os caracteres morfoanatômicos são específicos e não seguem um padrão geral e uniforme de comportamento. Porém, as características relacionadas aos tricomas na face adaxial, mostraram uma diminuição sob AP, corroborando Ogunkunle et al. (2013) e Duldulao e Gomez (2008), em estudos com *Sida acuta* e *Tithonia diversifolia*, respectivamente.

A espessura da cutícula mostrou diferença significativa nas folhas crescendo sob AP, corroborando Gratani et al. (2000), os quais destacam a importância da cutícula na proteção da superfície foliar. No entanto, Falla et al. (2000) apontam deterioração da cutícula como uma das principais características utilizáveis para o biomonitoramento da poluição atmosférica. Kupcinskiene e Huttunen (2005) registraram uma diminuição da cera e consequente aumento da molhabilidade em folhas aciculares de *Pinus sylvestris*. Por outro lado, quanto mais espessa a camada de cera epicuticular, mais eficiente é a espécie na retirada de material particulado do ar. Sæbø et al. (2012) encontraram correlações positivas entre a cera e o acúmulo de material particulado, assim como Tomašević e Aničić (2010) relataram que a maior parte do material particulado fica acumulado na superfície adaxial da epiderme foliar. Gratani et al. (2000) não encontraram diferenças significativas na espessura da cutícula, na face abaxial da epiderme, fato que coincidiu com o comportamento de três das espécies em estudo, *D. regia*, *P. dulce* e *T. catappa*.

Uma menor espessura da epiderme, na face adaxial, é um comportamento comum em folhas de indivíduos crescendo em ambientes urbanos poluídos (GRATANI et al., 2000), corroborando os resultados para *D. regia*, *P. dulce* e *S. spectabilis*. A espessura da epiderme na face abaxial, variou entre as áreas no estudo de Gratani et al. (2000), porém apresentou menor espessura no ambiente com poluição intermediária, maior espessura no ambiente mais poluído e no ambiente controle com a menor poluição atmosférica esse parâmetro apresentou medidas intermediárias, demonstrando assim que a poluição atmosférica não foi o fator determinante na variação da EEAB, este parâmetro só variou em duas espécies analisadas, *D. regia*, *P. dulce*.

Alves et al. (2008) e Gratani et al. (2000) encontram menor espessura dos parênquimas paliádico e esponjoso em folhas de espécies estabelecidas em áreas mais poluídas, resultados semelhantes àqueles encontrados em *D. regia* e *P. dulce*. Gratani et al. (2000) também encontraram maior espessura do mesofilo em folhas de indivíduos estabelecidos em um local com maior poluição atmosférica, contrariando o observado em três espécies deste estudo, *P. dulce*, *S. spectabilis* e *T. catappa*, as quais não apresentaram diferença significativa; em *D. regia* essa espessura foi maior sob BP.

Maior espessura em folhas de locais mais poluídos foi registrada por Gratani et al. (2000), em folhas de *Quercus ilex*, no entanto, resultados contrários foram encontrados em *D. regia* e *P. dulce*, corroborando Alves et al. (2008) e Khavanin Zadeh et al. (2012). Estes autores reportaram menor espessura foliar como consequência da poluição atmosférica, além da densidade de células do mesofilo e quantidade de espaços intercelulares, características intimamente relacionadas à reflectância foliar.

Segundo Ponzoni et al. (2012), o comportamento espectral foliar reflete uma interação entre a composição, morfologia e estrutura interna das folhas. Para Machado et al. (2015), a cutícula e a epiderme são os primeiros alvos atingidos pela radiação eletromagnética, exercendo forte influência no comportamento espectral da folha, em função da espessura e da rugosidade da parede celular. De modo geral, a reflectância foliar na face adaxial é maior na área pouco poluída quando comparada a área poluída em folhas de *Carpinus betulus* (KHAVANIN ZADEH et al., 2012).

Ao analisar a reflectância foliar de espécies do gênero *Tilia* com e sem tricomas estabelecidas em áreas com maior e menor poluição atmosférica, Khavanin Zadeh et al. (2013) encontraram diferenças significativas apenas para as espécies com tricomas, mostrando a influência dessas estruturas na resposta espectral das plantas. Um comportamento similar, na região do infravermelho próximo, é observado em *D. regia*, *P. dulce* e *S. spectabilis*, que apresentaram tricomas na face adaxial da epiderme de suas folhas. Além disso, os tricomas exercem influência na capacidade de capturar material particulado, e essa capacidade varia com a densidade, distribuição e morfologia dos tricomas presentes na superfície foliar (MITCHELL et al., 2010; WANG et al., 2010; KARDEL et al., 2011).

Na região do visível, que Ponzoni et al. (2012) relaciona aos pigmentos foliares e compreende os intervalos de 0,4-0,72 μ m. Sims e Gamon (2002), corrobora este autor, afirmando que nesses comprimentos de onda ocorre maior saturação dos pigmentos fotossintéticos e o acúmulo de material particulado sobre a superfície foliar reduz a atividade da radiação fotossinteticamente ativa (HOPE et al., 1991; KELLER e LAMPRECHT, 1995). Nesse mesmo sentido Tomašević e Aničić (2010), afirmam que a deposição de material particulado na superfície foliar diminuem a absorção de luz, o que influenciaria na fotossíntese, corroborando nossos resultados na espécie *T. catappa*. No entanto *P. dulce* e *S. spectabilis* mostraram comportamento das curvas de reflectância oposto, esse fato pode estar relacionado ao local de amostragem de alguns indivíduos desta espécie, que ao longo do trabalho, começaram a ter algumas obras próximas, e esta poeira depositada, apesar de não ter a origem relacionada ao tráfego, pode estar aumentando os níveis de reflectância na área BP.

Käfer et al. (2016), analisando 12 espécies vegetais de quatro famílias diferentes, caracterizaram o comportamento espectral e o NDVI, destacando que o comportamento da curva espectral das espécies no infravermelho próximo está relacionado à estrutura anatômica do mesófilo, Ponzoni et al. (2012) afirmam que esta região compreende os comprimentos de 0,72-1,1 μ m, e é influenciada pela estrutura foliar. Nesta região da folha ocorre uma maior interação entre a energia emitida e as paredes celulares, o que gera maiores valores de reflexão

e refração, aumentando a absorção pelos pigmentos fotossintéticos, principalmente quando existe um maior número de camadas de células. Na região do infravermelho, todas as espécies apresentaram menores valores de reflectância para a área com maior tráfego automotivo, resultado similar ao encontrado por Wang et al. (2008) e Brackx et al. (2017), em folhas de *Ficus microcarpa* e *Carpinus betulus*, respectivamente. Para compensar a entrada de luz, que fica reduzida em função do depósito de material particulado, *S. spectabilis* e *T. catappa* apresentaram um maior espessamento na camada de parênquima paliçádico.

Machado et al. (2015) testaram a correlação entre alguns comprimentos de onda e o conteúdo de água em folhas, encontrando uma forte correlação para os comprimentos na região do infravermelho próximo; no infravermelho médio, a correlação foi fraca.

Na região do infravermelho médio, *T. catappa* apresentou o maior percentual de água e a menor reflectância entre as demais espécies. Segundo Ponzoni et al. (2012), quanto maior o conteúdo de água no interior da folha, menor será a reflectância. A curva espectral de *P. dulce* indicou um maior acúmulo de água na folha, e conseqüente menor reflectância na área sob AP. Do mesmo modo, Fernandes et al. (2015) observaram um comportamento semelhante entre espécies analisadas nas estações mais secas, a curva espectral foi mais alta, indicando perda de umidade das folhas.

Considerando o NDVI 1, os valores mais próximos de +1 foram encontrados nos indivíduos de *D. regia* e *T. catappa* estabelecidos sob BP. De acordo com Fernandes et al. (2015), o NDVI está relacionado à condição fotossintética, pois, quanto mais próximo de +1, melhor está a situação fotossintética, *D. regia* foi única espécie que apresentou maior produção de biomassa na área BP, e também mostrou uma maior área foliar sob BP, neste parâmetro *T. catappa* também apresentou maior desenvolvimento sob BP. Hede et al. (2015) afirmam que este índice tende a ser menor nas áreas mais poluídas devido ao acúmulo de metais nas folhas dos vegetais.

Os valores de correlação entre a poluição atmosférica e os índices NDVI1 e NDVI2 foram sempre mais altos para o NDVI2, resultados similares aos de Brackx et al. (2017), que, comparando os valores obtidos no SIRM (parâmetro utilizado para medir o nível de poluição atmosférica correlacionada ao tráfego) com os valores de NDVI em vários comprimentos de onda, encontram valores mais altos de correlação quando o cálculo foi feito utilizando os valores de reflectância das bandas 743 nm e 702 nm.

O NDWI foi o índice mais relacionado ao conteúdo de água nas folhas (GAO, 1996), apesar de ter uma alta correlação com o conteúdo de água, apenas sob BP em *D. regia*, e com o percentual de água em *T. catappa*. Os indivíduos de *D. regia* e *S. spectabilis* apresentaram

menores valores de NDWI sob AP, o que pode estar relacionado a uma maior perda de água, tendo em vista que estas áreas tendem a possuir uma temperatura mais elevada, devido à sua proximidade com ruas asfaltadas e construções verticais, formando ilhas de calor (OLIVEIRA et al., 2013; SENANAYAKE et al., 2013).

3.4 Conclusão

Espécies vegetais mostram comportamentos morfoanatômicos e espectrais distintos, contudo parâmetros como largura, comprimento e área foliar, espessura do parênquima paliádico e NDVI apresentaram o mesmo comportamento em todas as espécies, se mostrando úteis como indicadores para o monitoramento da condição atmosférica quanto à poluição por veículos automotivos.

A análise da curva espectral mostrou que a região do infravermelho é bastante sensível às condições ambientais, funcionando como um bioindicador eficiente, visto que todas as espécies apresentaram o mesmo comportamento da curva espectral nesta região. O NDVI 2 mostrou-se mais sensível à poluição atmosférica quando comparado ao NDVI 1.

A espécie *D. regia* mostrou-se como a mais sensível às alterações na poluição atmosférica, uma vez que apresentou variação em 17 dos 21 parâmetros analisados. Este fato faz com que *D. regia* seja considerada uma boa bioindicadora da qualidade ambiente frente à poluição. Já *T. catappa*, que apresentou variação em apenas 8 dos parâmetros avaliados, apresentou-se como a mais tolerante, mostrando menor potencial para utilização como bioindicadora da poluição. No entanto, apesar de sua menor sensibilidade quando comparada às demais espécies estudadas, esta espécie pode ser útil para mitigação da poluição em virtude da retirada de material particulado do ar.

4 CARACTERES FISIOLÓGICOS, ESPECTRAIS E ANATÔMICOS FOLIARES COMO BIOINDICADORES DE POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

Nos dias atuais convivemos com diversos tipos de poluição, porém uma das que mais vem afetando a população, principalmente nos centros urbanos, é a poluição atmosférica. A poluição atmosférica envolve qualquer substância, matéria ou energia que modifique a qualidade do ar, e traga prejuízos, envolvendo gases nocivos, material particulado e aumento de temperatura, e pode ter consequências locais e globais (AZUAGA, 2000; LORA e TEIXEIRA, 2001; DRUMM et al., 2014; MMA, 2016c; MANNUCCI e FRANCHINI, 2017).

Vários estudos apontam como a principal fonte de poluição atmosférica a queima de combustíveis fósseis (HONOUR et al., 2009; GUARIEIRO et al., 2011). No entanto, eles continuam sendo utilizados pela indústria e meios de transportes, que tentam atender a demanda da crescente população mundial (CHIQUETTO et al., 1993; HUO et al., 2015). A grande preocupação, é que estes poluentes vem afetando a saúde da população residente em áreas com elevados níveis de poluição atmosférica, dentre os principais problemas estão doenças do trato respiratório, mas há estudos que mencionam doenças cardiovasculares, carcinomas, alterações no sistema nervoso central, baixa fertilidade, abortos e nascimentos prematuros (SMITH, 1977; OLMO e PEREIRA 2011; FORT et al., 2016; KHODAKARAMI e GHOBADI, 2016; TESTA, 2015; VIENNEAU et al., 2017). Na cidade de São Paulo, umas das mais poluídas no Brasil, cerca de três mil mortes anuais estão relacionadas a poluição do ar (TESTA, 2015).

No entanto, não é apenas a população humana que sofre com as consequências da poluição atmosférica, todos os organismos que habitam estes ambientes são afetados, incluindo a vegetação. As plantas apresentam variações morfológicas, anatômicas e fisiológicas, que são respostas frente ao aumento da poluição atmosférica (ALVES et al., 2008; BALASOORIYA et al., 2009; KARDEL et al., 2010). Algumas destas alterações são apontadas como bioindicadoras, por apresentarem o mesmo comportamento em espécies diferentes, como a densidade estomática, que aumenta com a poluição atmosférica (BALASOORIYA et al., 2009; COSTA et al., 2015; KARDEL et al., 2010). Outro parâmetro analisado por diversos autores é o teor de clorofila, que diminui com a poluição atmosférica (PAL et al., 2002; GRAVANO et al., 2003; CHAUHAN, 2010; KHAVANIN ZADEH et al., 2013; DELEGIDO et al., 2014). Sabe-se ainda que a vegetação de áreas mais poluídas contribui para a retirada do material particulado em suspensão do ar, que se deposita principalmente nas folhas (LIU et al., 2013; SIMON et al., 2014). Segundo dados da literatura, este material particulado na superfície foliar,

interfere na absorção de luz pela clorofila, e aumenta os índices de reflectância (KHAVANIN ZADEH et al., 2013; BRACKX et al., 2017). Ainda com os valores de reflectância são calculados índices espectrais, que estão relacionados a pigmentos foliares, tais como o NDVI e ND₇₀₅ (GITELSON e MERZLYAK, 1994; BRACKX et al., 2017).

Com este trabalho buscamos avaliar as respostas fisiológicas, espectrais e anatômicas em espécies vegetais, utilizadas em arborização urbana, frente à diferentes níveis de poluição atmosférica, elencando parâmetros que possam ser utilizados como bioindicadores para o monitoramento ambiental em áreas urbanas.

4.1 Material e métodos

4.1.1 Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em duas áreas na cidade de Recife, localizada em Pernambuco, Brasil. Esta cidade é a capital Pernambucana e tem aproximadamente 218,435 km² de área, e uma população estimada de 1.633.697 para 2017 (IBGE, 2018). O clima da cidade é classificado como tropical, o regime de chuvas ocorre durante todo o ano, com média de 165,37 mm para os anos de 2012-2017 (SOUZA, 2011; APAC, 2016).

Nos dias atuais Recife é considerada umas das capitais com maior fluxo de automotivos no Brasil, o que conseqüentemente eleva os níveis de poluição atmosférica, segundo dados do DETRAN (2018) a cidade de Recife apresentou um aumento de 51% na frota de veículos tendo em vista os últimos 20 anos (Figura 6).

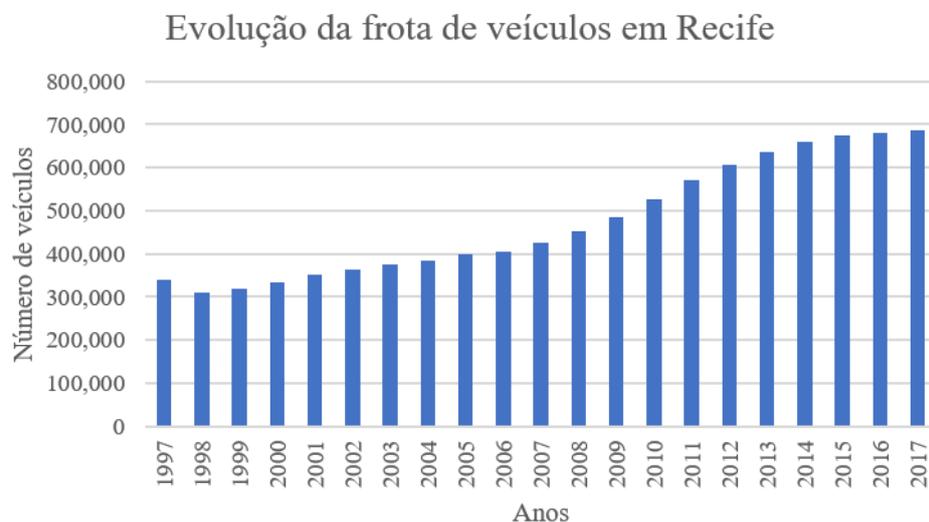


Figura 6 - Evolução da frota de veículos na cidade de Recife, Pernambuco, Brasil, nos últimos 20 anos. Dados: DETRAN (2018).

O nível de poluição atmosférica está associado a intensidade de tráfego de veículos, metodologia baseada na empregada por Khavanin Zadeh et al. (2013), desse modo foram definidas duas áreas de estudos uma com maior poluição atmosférica onde há uma grande intensidade de tráfego de veículos, compreendendo duas importantes avenidas na cidade (Alta poluição - AP) e o local como de menor poluição atmosférica, aquele com uma menor intensidade de tráfego (Baixa poluição - BP), formado por ruas de um bairro, onde o tráfego de veículos resume-se a automóveis de moradores e a uma única linha de micro-ônibus (Figura 1).

4.1.2 Coleta e análise dos parâmetros vegetais

Foram coletadas folhas de três espécies arbóreas em cada um dos locais, *Pithecellobium dulce* (Roxb.) Benth., *Senna spectabilis* var. *excelsa* (Schrad.) H.S.Irwin & Barneby, *Terminalia catappa* L.. Em cada área de estudo foram selecionados 10 indivíduos, e de cada um foram coletadas 10 folhas expostas ao sol e preferencialmente daqueles indivíduos que estavam no canteiro central, ou quando não possível na porção voltada para as ruas.

Em campo foram coletados os dados fisiológicos, com o uso de ClorofiLOG® Falker 1030, foram quantificados os teores de clorofila a e b. Para isso foram utilizadas três folhas, e em cada folha foram realizadas 3 amostragens na porção mediana do limbo foliar, com a face adaxial voltada para a região de leitura do equipamento.

As mesmas folhas utilizadas para as medições de clorofila, foram envolvidas em papel laminado e levadas ao Laboratório Sérgio da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), para análise da reflectância hiperespectral. Para essa análise foi utilizado um espectrorradiômetro FieldSpec HandHeld model, (325 – 1075 nm), na face adaxial das folhas. Os dados obtidos no espectrorradiômetro foram processados no programa ViewSpec Pro Version 5.6, para obtenção dos valores de reflectância. Com os valores médio da reflectância espectral de cada espécie, foi gerado um gráfico de curva de reflectância.

Adicionalmente foram calculados índices espectrais com os comprimentos de ondas que são sensíveis as mudanças de pigmento foliar.

O cálculo de Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI) seguiu a Equação proposta por Rouse et al. (1973):

$$NDVI = \frac{(\rho_{800} - \rho_{670})}{(\rho_{800} + \rho_{670})}$$

onde: ρ_{800} = reflectância no comprimento de onda 800 nm (região do infravermelho próximo) e ρ_{670} = reflectância no comprimento de onda 670 nm (região do vermelho).

O cálculo ND_{705} , proposto por Gitelson e Merzlyak (1994):

$$ND_{705} = \frac{(\rho_{750} - \rho_{705})}{(\rho_{750} + \rho_{705})}$$

onde: ρ_{750} = reflectância no comprimento de onda 750 nm e ρ_{705} = reflectância no comprimento de onda 705 nm.

Para a análise dos parâmetros anatômicos as folhas foram levadas a Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), onde foram fixadas em FAA50, e realizada a confecção de lâminas histológicas semipermanentes de secções paradérmicas, seguindo metodologia usual em anatomia vegetal, descrita em Costa et al. (2015). As lâminas foram analisadas em microscopia ótica, através de imagens digitais obtidas com câmera CCD acoplada e as mensurações foram feitas no programa *Cmeias-IT 1.28* (LIU et al., 2001). Foram analisados a densidade de células fundamentais da epiderme (número de células por mm^{-2}), em ambas as faces da epiderme, densidade estomática (número de estômatos por mm^{-2}), densidade de tricomas (número de tricomas por mm^{-2}). Os índices estomático e de tricomas foram calculados conforme descrito em Costa et al. (2011).

Para verificar se há diferença entre os parâmetros analisados nas duas áreas de estudo, foi feita uma análise de comparação de médias teste T ($p < 0,05$). Foi feito um teste de correlação de Spearman, para verificar o grau da correlação entre os teores de clorofila e o nível de poluição da área. E teste de correlação de Pearson, para verificar o grau de correlação entre os parâmetros foliares e os índices de reflectância hiperespectrais. As análises de correlação foram feitas no software R, versão 3.4.2.

4.2 Resultados

Os teores médios de clorofilas a e b apresentaram diferença significativa em todas as espécies entre as áreas AP e BP, com exceção da clorofila a em *Pithecellobium dulce*. O teor de clorofila a foi maior na área AP em *Senna spectabilis*, e maior na área sob BP em *Terminalia catappa*, enquanto que o teor de clorofila b foi maior na área AP em *P. dulce* e em *S. spectabilis*, e na área BP em *T. catappa* (Tabela 9). Foi encontrada correlação moderada positiva entre a

poluição atmosférica e a clorofila b em *P. dulce* e *S. spectabilis*, e negativa com a clorofila total em *T. catappa* (Tabela 9).

Tabela 9 - Valores médios dos teores de clorofila a, clorofila b e clorofila total (a+b), nas folhas de espécies estabelecidas em áreas com alta e baixa poluição atmosférica, em decorrência do tráfego automotivo na cidade de Recife, Pernambuco, Nordeste do Brasil. AP= alta poluição; BP= baixa poluição; DP= desvio padrão; p= valor da significância, teste Tukey; r= grau da correlação com poluição atmosférica, Correlação de Spearman.

Espécies	Área		Clorofila a	Clorofila b	Clorofila total
<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth.	AP	Média	33,39	15,50	48,90
		DP	11,43	9,11	16,86
	BP	Média	34,75	6,75	41,50
		DP	14,04	4,03	14,75
		P	0,477	0,00001S	0,0017S
		R	0,052	0,555*	0,278
<i>Senna spectabilis</i> var. excelsa (Schrad.) H.S.Irwin & Barneby	AP	Média	37,38	21,57	53,65
		DP	5,37	9,60	20,49
	BP	Média	33,19	13,99	47,18
		DP	8,86	6,23	14,21
		P	0,0002S	0,00001S	0,014S
		R	0,337	0,5*	0,443
<i>Terminalia catappa</i> L.	AP	Média	32,12	8,85	40,97
		DP	8,86	6,52	11,30
	BP	Média	39,34	12,77	51,70
		DP	8,62	5,99	10,17
		P	0,00001S	0,0001S	0,00001S
		R	-0,474	-0,41	-0,582**

S= Diferença significativa entre os valores médios na espécie, Teste Tukey $p \leq 0,05$. *Correlação negativa forte, correlação de Spearman. ** Correlação positiva forte, correlação de Spearman.

Com relação às curvas de reflectância espectral, todas as espécies apresentaram diferença entre as duas áreas, sendo a área AP a que apresentou os maiores valores de reflectância em todo o espectro analisado. Esta diferença se torna mais proeminente quando analisada a reflectância na região do infravermelho próximo a partir do 750nm (Figura 7). Na análise dos índices espectrais, o NDVI foi diferente significativamente apenas em *S. spectabilis*, e o ND₇₀₅ mostrou diferença significativa entre as áreas AP e BP em *P. dulce* e *T. catappa* (Tabela 10).

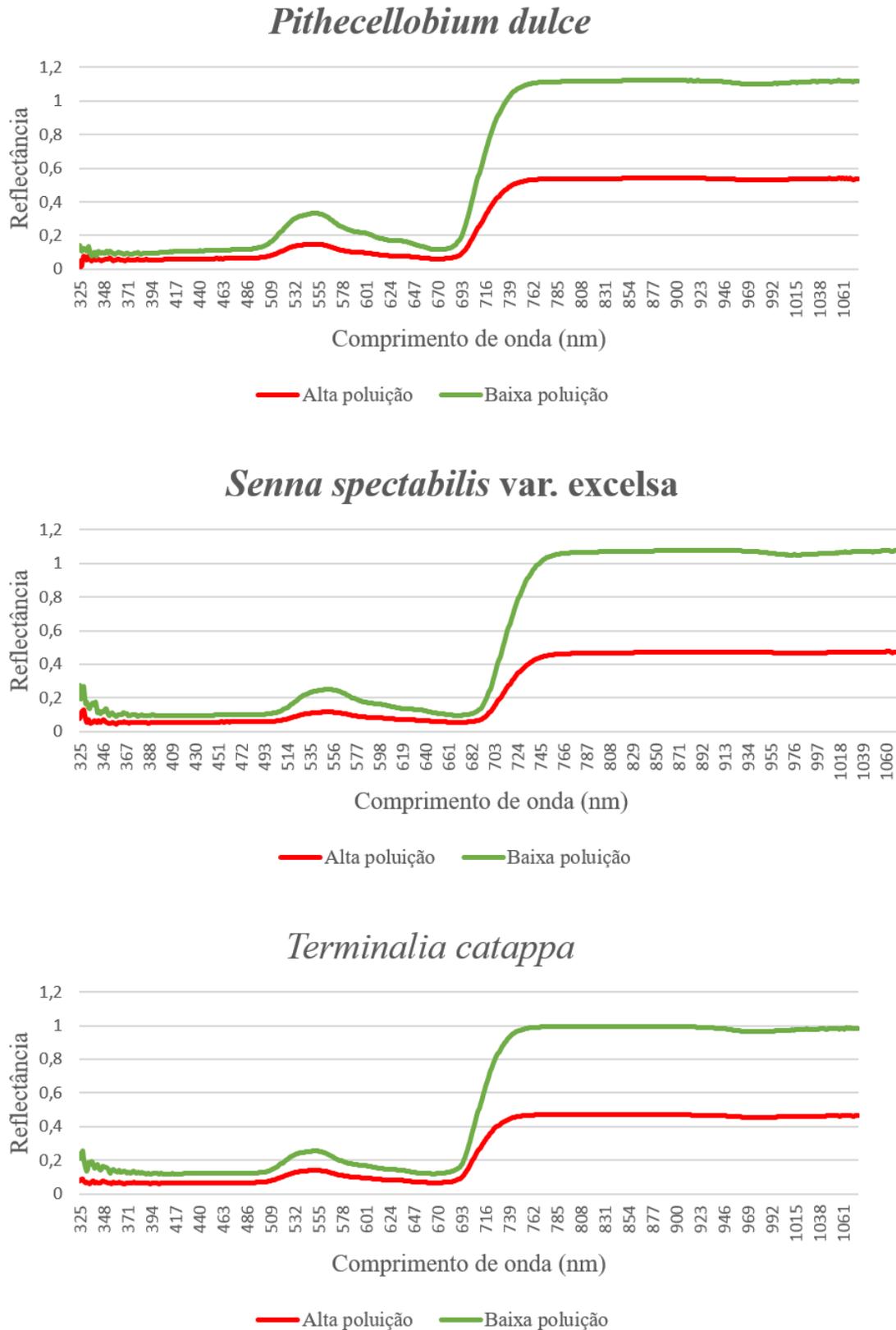


Figura 7 - Médias da reflectância espectral foliar por comprimento de onda de 325-1075 nm (n=100) de espécies estabelecidas em áreas com alta e baixa poluição atmosférica, em decorrência do tráfego automotivo na cidade de Recife, Pernambuco, Nordeste do Brasil.

Tabela 10 - Valores médios, seguidos de desvio padrão (n=90) dos caracteres anatômicos e índices espectrais foliares de espécies estabelecidas em áreas com alta e baixa poluição atmosférica, em decorrência do tráfego automotivo na cidade de Recife, Pernambuco, Nordeste do Brasil. AP= alta poluição; BP= baixa poluição.

Parâmetros	Área	<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth.	<i>Senna spectabilis</i> var. <i>excelsa</i> (Schrad.) H.S. Irwin & Barneby	<i>Terminalia catappa</i> L.		
Índices	NDVI	AP	0,792±0,11	0,786±0,12*	0,767±0,16	
		BP	0,824±0,02	0,869±0,02*	0,821±0,06	
	ND ₇₀₅	AP	0,441±0,06*	0,453±0,08	0,372±0,09*	
		BP	0,382±0,04*	0,476±0,10	0,471±0,04*	
AD	Dens. Cel. Fund. (n°cel/mm ²)	AP	1390,93±214,33*	2675,22±353,83*	1552,77±216,28*	
		BP	1306,52±215,82*	2375,70±445,76*	1413,71±273,49*	
	Ind. Cel. Fund. (%)	AP	100±0,00	99±0,00*	100±0,00	
		BP	100±0,00	99±0,00*	100±0,00	
	Dens. Estômato (n°cel/mm ²)	AP	0,15±0,90	-	-	
		BP	0,15±0,90	-	-	
	Ind. Estômato (%)	AP	-	-	-	
		BP	-	-	-	
	Dens. Tricoma (n°cel/mm ²)	AP	0,85±2,93*	24,19±14,48*	-	
		BP	1,81±3,83*	30,48±15,51*	-	
	Ind. Tricoma (%)	AP	-	0,01±0,00*	-	
		BP	-	0,01±0,00*	-	
	AB	Dens. Cel. Fund. (n°cel/mm ²)	AP	2425,35±283,86*	2997,78±328,25*	2050,60±300,87*
			BP	2048,09±722,38*	2806,08±368,91*	1946,84±329,51*
Ind. Cel. Fund.		AP	0,85±0,02*	0,81±0,03	0,81±0,03*	
		BP	0,76±0,25*	0,83±0,04	0,82±0,04*	
Dens. Estômato (n°cel/mm ²)		AP	441,26±79,58*	712,94±111,62*	466,21±91,63*	
		BP	410,74±52,60*	547,72±98,53*	419,49±95,76*	
Ind. Estômato		AP	0,15±0,02*	0,18±0,02*	0,19±0,03	
		BP	0,24±0,25*	0,15±0,04*	0,18±0,04	
Dens. Tricoma (n°cel/mm ²)		AP	-	63,10±19,52	1,00±3,78	
		BP	1,11±2,79	64,72±22,92	3,07±5,72	
Ind. Tricoma		AP	-	0,02±0,00	-	
		BP	-	0,02±0,00	-	

*Diferença significativa teste t (p≤0,05).

- Dados ausentes.

Quando analisados os parâmetros anatômicos, a densidade de células fundamentais da epiderme na face adaxial, mostrou maior valor médio na área sob AP em todas as espécies. O índice de células fundamentais da epiderme na face adaxial apresentou diferença significativa apenas em *S. spectabilis*. Nesta espécie a densidade e o índice de tricomas foi maior sob BP (Tabela 10). Apenas *P. dulce* possui estômatos em ambas as faces da epiderme, contudo estas estruturas estão apenas na região da nervura, apresentando maior densidade na área AP. Na face abaxial da epiderme as três espécies analisadas apresentaram estômatos (Figura 8), a densidade de células fundamentais é maior na área AP em todas as espécies, assim como a densidade de estômatos. Tricomas do tipo tector foram encontrados em todas as espécies na face abaxial, e apenas na espécie *S. spectabilis* estas estruturas estavam presentes também na face adaxial, sendo esta a espécie que apresentou a maior densidade destas estruturas (Figura 9).

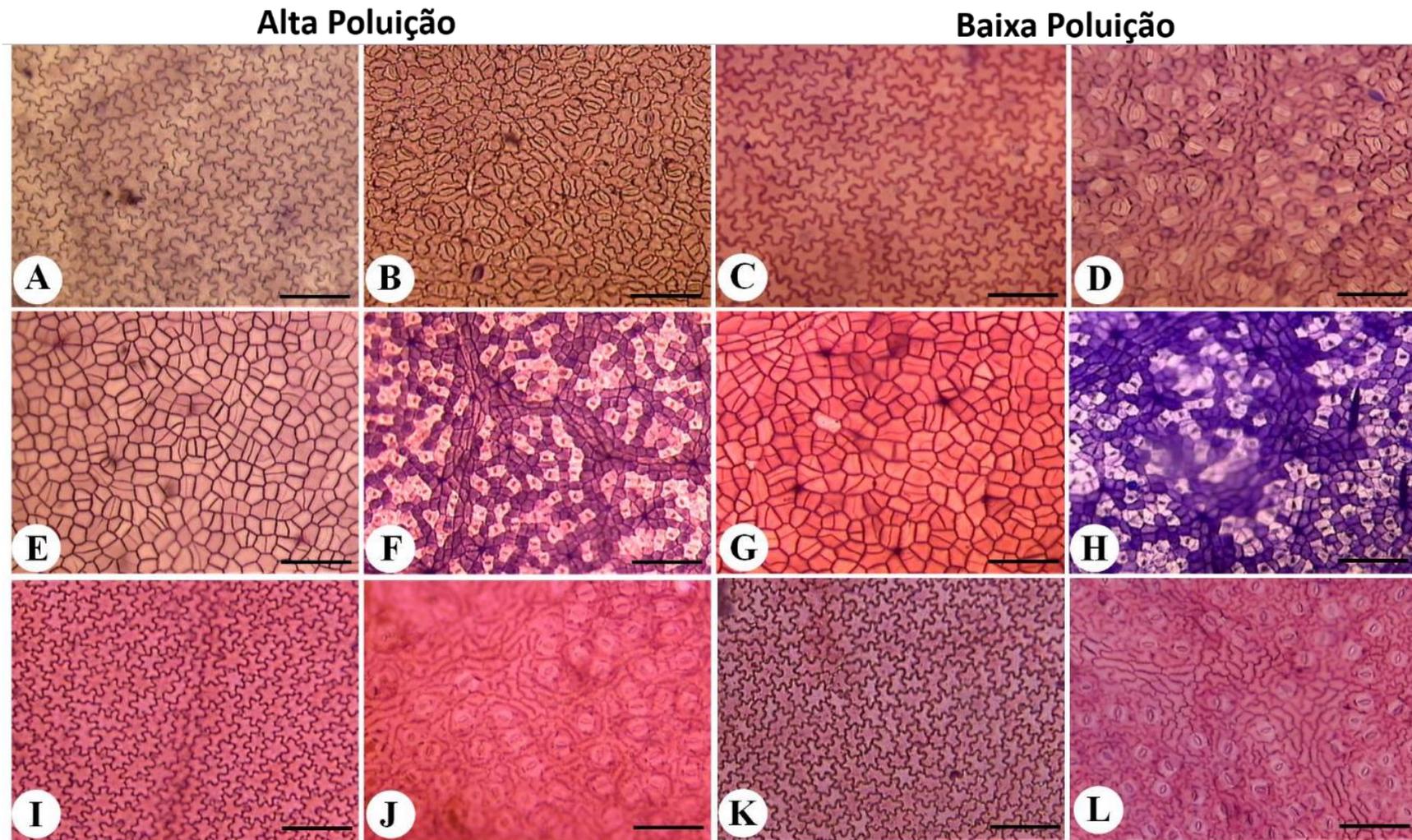


Figura 8 - Secções paradérmicas da lâmina foliar em microscopia ótica de espécies estabelecidas em áreas com alta e baixa poluição atmosférica, em decorrência do tráfego automotivo na cidade de Recife, Pernambuco, Nordeste do Brasil. A-D. *Pithecellobium dulce* (Roxb.) Benth.; E-H. *Senna spectabilis* var. *excelsa* (Schrad.) H.S. Irwin & Barneby; I-L. *Terminalia catappa* L. A-B, E-F, I-J. Área alta poluição; C-D, G-H, K-L. Área baixa poluição. Barras: 100 µm.

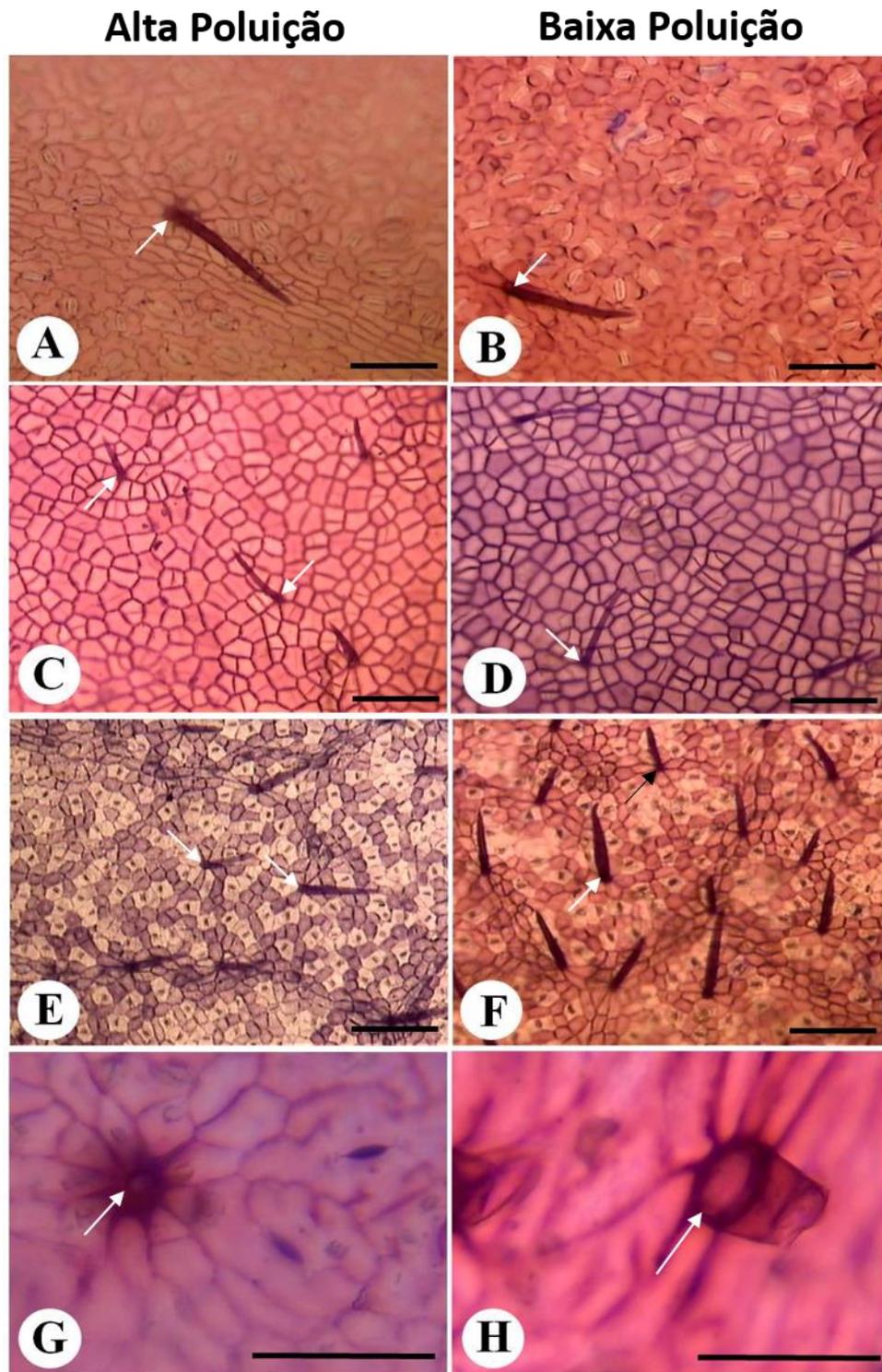


Figura 9 - Secções paradérmicas da lâmina foliar em microscopia ótica, evidenciando tricomas tectores em espécies estabelecidas em áreas com alta e baixa poluição atmosférica, em decorrência do tráfego automotivo na cidade de Recife, Pernambuco, Nordeste do Brasil. A-B. Face abaxial da epiderme de *Pithecellobium dulce* (Roxb.) Benth.; C-D. Face adaxial da epiderme de *Senna spectabilis* var. *excelsa* (Schrad.) H.S. Irwin & Barneby; E-F. Face abaxial da epiderme de *Senna spectabilis* var. *excelsa* (Schrad.) H.S. Irwin & Barneby G-H. *Terminalia catappa* L. A, C, E, G. Área alta poluição; B, D, F, H. Área baixa poluição. Barras: A-F: 100 μ m; G-H: 50 μ m. setas= tricomas tectores.

4.3 Discussão

Os parâmetros fisiológicos, espectrais e anatômicos variaram de acordo com as áreas e com as espécies analisadas neste estudo. Khavani Zadeh et al. (2013) apontam que cada espécie vegetal pode se comportar de modo distinto frente a diferentes condições de poluição atmosférica. Segundo estes autores, para a realização de um biomonitoramento eficiente, é necessário compreender as relações específicas entre as respostas particulares de cada espécie e o ambiente.

As diferenças fisiológicas no teor de clorofila em função do aumento da poluição atmosférica, encontradas em *Pitheceobium dulce*, *Senna spectabilis* e *Terminalia catappa*, são indicadas por diversos autores como uma resposta ao ambiente poluído (GRAVANO et al., 2003; BALASOORIYA et al., 2009; KHAVANIN ZADEH et al., 2013). De acordo com Carreras et al. (1996) e Khavani Zadeh et al. (2013) os vegetais estabelecidos em áreas com menor poluição do ar apresentam maior concentração de pigmentos fotossintéticos, conforme observado neste estudo para *T. catappa*. Verma and Singh, (2006), analisando conteúdo de clorofila a, encontraram uma diminuição de até 49% em áreas mais poluídas. Krishnaveni et al. (2013) afirmam que alguns poluentes atmosféricos podem causar diminuição de pigmentos, como a clorofila, em áreas mais poluídas. No entanto, *P. dulce* e *S. spectabilis* mostraram um comportamento distinto, apresentando maiores valores neste parâmetro na área sob AP, o que pode ser justificado como uma estratégia de resistência desenvolvida nestes ambientes (GRATANI et al., 2000). Estes autores encontraram resultados semelhantes ao analisar a influência da poluição atmosférica sobre *Quercus ilex*. Kammerbauer e Dick (2000) apontam um aumento de até 15% na atividade dos pigmentos fotossintéticos em áreas com maior poluição do ar, em decorrência do aumento de veículos nos centros urbanos.

Os valores de reflectância elevados na área AP encontrados em todas as espécies analisadas corroboram Khavani Zadeh et al. (2013). Estes autores, analisando folhas de *Tilia* sp., obtiveram maior reflectância em todas as bandas do espectro no local poluído, eles associam uma maior reflectância ao fato de haver menor conteúdo de clorofila nas folhas dos locais poluídos. No entanto Wang et al. (2008) relatam resultados contrários aos nossos e enfatizam que plantas estabelecidas em áreas com maior poluição atmosférica, principalmente ocasionado pelo intenso tráfego automotivo, apresentam menores valores de reflectância na região do infravermelho.

Valores de NDVI mais elevados em áreas de alta poluição, conforme encontrado neste estudo para *S. spectabilis*, também foram observados para a espécie *Ficus microcarpa* por

Wang et al. (2008). O ND₇₀₅ é utilizado para estimar conteúdo de clorofila foliar, uma vez que, de fortes de correlação entre clorofila e este índice (SIMS e GAMON, 2002; MIELKE et al. 2012). No entanto, apesar da diferença significativa entre as duas áreas em *P. dulce* e *T. catappa*, os valores de correlação foram fracos. Sims e Gamon (2002) sugerem uma modificação na equação, acrescentando a reflectância no comprimento 445nm.

A densidade de células fundamentais da epiderme com maior valor médio em ambas as faces sob AP foi contrária aos resultados de Riikonen et al. (2010). Estes autores relatam que com o aumento do CO₂ e O₃, a densidade de células epidérmicas na face abaxial diminui, além disso eles relataram não haver diferença significativa na densidade e índice de estômatos e tricomas na face abaxial. Enquanto que nas três espécies analisadas neste trabalho a densidade de estômatos é alterada com o aumento da poluição atmosférica, corroborando vários trabalhos que relatam o aumento da densidade estomática sob AP (VERMA e SINGH, 2006; ALVES et al., 2008; BALASOORIYA et al., 2009; KARDEL et al., 2010). Embora Verma and Singh (2006), tenham encontrado para a espécie *Ficus religiosa*, uma menor frequência de estômatos em áreas com elevada poluição atmosférica. Segundo Balasooriya et al. (2009) a análise dos estômatos é uma ferramenta chave, visto que estas estruturas estão ligadas a interação planta e ar atmosférico, Larcher (2004) afirmam que a diminuição da densidade estomática é uma estratégia do vegetal para diminuir a absorção de poluentes atmosféricos.

Simon et al. (2014) apontam que folhas com elevada densidade de tricomas tem sua capacidade de retirar material particulado do ar aumentada, dentre as espécies analisadas *S. spectabilis* apresenta a maior densidade destas estruturas em ambas as faces.

4.4 Conclusão

Teores de Clorofila e índices espectrais são sensíveis a poluição atmosférica, mas as respostas de cada espécie nestes parâmetros são específicas.

A região do espectro que melhor responde a poluição atmosférica é a região do infravermelho, elencando este parâmetro como um bioindicador da qualidade do ar.

A densidade de células fundamentais da epiderme e a densidade de estômatos são parâmetros eficientes para o biomonitoramento da poluição atmosférica em áreas urbanas, uma vez que apresentaram o mesmo comportamento nas espécies analisadas.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os parâmetros morfoanatômicos de área, largura e comprimento foliar, densidade de células fundamentais da epiderme e a densidade de estômatos são parâmetros eficientes para o biomonitoramento da poluição atmosférica em áreas urbanas, uma vez mostraram ser sensíveis ao aumento da poluição. Dentre estes a densidade de células fundamentais da epiderme e a densidade de estômatos apresentaram o mesmo comportamento em três espécies analisadas, com isso podemos apontar estes caracteres foliares como bioindicadores de poluição atmosférica.

Todas as espécies apresentaram tricomas na face abaxial da epiderme, embora em algumas, esses tricomas não fossem frequentes. Com base neste parâmetro, destacamos a espécie *Senna spectabilis*, que apresentou estas estruturas em ambas as faces da epiderme e com elevada densidade, sendo assim, uma importante espécie para a arborização urbana, uma vez que a presença de tricomas influencia numa maior captura de material particulado da atmosfera.

Os teores de clorofila se mostram sensíveis a poluição atmosférica, contudo apenas a espécie *Terminalia catappa* apresentou redução neste parâmetro. Enquanto que nas espécies *Pithecelobium dulce* e *S. spectabilis*, as folhas da área mais poluída mostram aumento significativo nos teores de clorofila. Mostrando que este parâmetro funciona como um bioindicador da poluição atmosférica, porém com comportamento específico.

A espécie *S. spectabilis* mostrou um aumento no teor de clorofila e um espessamento no parênquima paliádico.

A análise da curva espectral mostrou que a região do infravermelho é bastante sensível às condições ambientais, funcionando como um bioindicador eficiente, visto que todas as espécies apresentaram o mesmo comportamento da curva espectral nesta região, ocorrendo uma elevação da reflectância sob alta poluição atmosférica.

O NDVI apresentou alterações em seus valores médios em todas as espécies, e o ND₇₀₅ em duas, das três espécies analisadas para este índice, mostrando serem úteis como indicadores no monitoramento da condição atmosférica quanto à poluição por veículos automotivos.

O NDVI 2 mostrou-se mais sensível à poluição atmosférica quando comparado ao NDVI 1.

A espécie *Delonix regia* mostrou-se como a mais sensível às alterações na poluição atmosférica, uma vez que apresentou variação em 17 dos 21 parâmetros analisados. Este fato faz com que *D. regia* seja considerada uma boa bioindicadora da qualidade ambiente frente à

poluição. Já *T. catappa*, que apresentou variação em apenas 8 dos parâmetros avaliados, apresentou-se como a mais tolerante, mostrando menor potencial para utilização como bioindicadora da poluição. No entanto, apesar de sua menor sensibilidade quando comparada às demais espécies estudadas, esta espécie pode ser útil para mitigação da poluição em virtude da retirada de material particulado do ar.

REFERÊNCIAS

- AL-DABBOUS, A.N.; KUMAR, P. The influence of roadside vegetation barriers on airborne nanoparticles and pedestrians exposure under varying wind conditions. **Atmospheric Environment**, v. 90, p. 113-124, 2014.
- ALMEIDA, A.R.; ZEM, L.M.; BIONDI, D. Relação Observada Pelos Moradores da Cidade de Curitiba-PR Entre a Fauna e Árvores Frutíferas. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 4, n. 1, p. 3-20, 2009.
- ALVES, E.S.; TRESMONDI, F.; LONGUI, E.L. Leaf anatomy of *Eugenia uniflora* L. (Myrtaceae) in urban and rural environments, São Paulo State, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, p. 241-248, 2008.
- ANHAIA, T.R.S.; CARVALHO, S.M. Arborização Urbana na Cidade de Ponta Grossa-PR: Uma Abordagem Sócio-Ambiental. **Revista Geográfica de América Central**, número especial EGAL, p. 1-15, 2011.
- APAC - Agência Pernambucana de Águas e Clima. 2016. Disponível em: <<http://www.apac.pe.gov.br/meteorologia/monitoramentopluvio.php#>> Acesso em 13 de dezembro de 2016.
- ARAÚJO, J.L. O.; ARAÚJO, A.C.; ARAÚJO, A.C. Percepção Ambiental dos Residentes do Bairro Presidente Médici em Campina Grande-Pb, no Tocante à Arborização Local. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 5, n. 2, p. 67-81, 2010.
- AYRES, M.; AYRES JÚNIOR, M.A.; AYRES, D.L.; SANTOS, A.A.S. 2007. BioEstat: Aplicações Estatísticas nas Áreas das Ciências Bio-Médicas. Belém, Pará.
- AZUAGA, D. **Danos ambientais causados por veículos leves no Brasil**. Tese de mestrado em Planejamento Energético-UFRJ. 2000, 168p.
- BALASOORIYA, B.L.W.K.; SAMSONA, R.; MBIKWAA, F.; VITHARANAC, U.W.A.; BOECKXB, P.; VAN MEIRVENNEC, M. Biomonitoring of urban habitat quality by anatomical and chemical leaf characteristics. **Environmental and Experimental Botany**, v. 65, p. 386-394, 2009.
- BECKETT, K.P.; FREER-SMITH, P.H.; TAYLOR, G. Particulate pollution capture by urban trees: effect of species and wind speed. **Global Change Biology**, v. 6, p. 995-1003, 2000.
- BENINI, S.M.; MARTIN, E.S. Decifrando as Áreas Verdes Públicas. **Revista Formação**, v. 2, n. 17, p. 63-80, 2011.
- BRACKX, M.; WITTENBERGHE, S.V.; VERHELST, J.; SCHEUNDERS, P.; SAMSON, R. Hyperspectral leaf reflectance of *Carpinus betulus* L. saplings for urban air quality estimation. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 159-167, 2017.
- BRAGA, A.; BÖHM, G.M.; PEREIRA, L.A.A.; SALDIVA, P. Poluição atmosférica e saúde humana. **Revista USP**, n. 51, p. 58-71, 2001.

BRIGGS, D. J.; HOOGH, C.; GULLIVER, J.; WILLS, J.; ELLIOTT, P.; KINGHAM, S.; SMALLBONE, K. A regression-based method for mapping traffic-related air pollution: application and testing in four contrasting urban environments. **The Science of the Total Environment**, v. 253, p. 151-167, 2000.

BRILHANTE, O. M. Gestão e Avaliação da Poluição, Impacto e Risco na Saúde Ambiental. In: BRILHANTE, O. M.; CALDAS, L. Q. A. (Coord.) **Gestão e avaliação de risco em saúde ambiental**, 1999. p.19-75. Disponível em: <<http://books.scielo.org/id/ffk9n/pdf/brilhante-9788575412411-03.pdf>> Acesso em 17 de junho de 2015.

BROPHY, N.; DORE, C.; HANN, M.R.; JACKSON, J.; KING, K.; MURRELLS, T.P.; PASSANT, N.; THISTLETHWAITE, G.; WAGNER, A. Air Quality Pollutant Inventories for England, Scotland, Wales and Northern Ireland. **Report AEAT/ENV/R/2480**, p. 1990-2005, 2007.

BRUN, F.G.K; LINK, D.; BRUN, E.J. O Emprego da Arborização na Manutenção da Biodiversidade de Fauna em Áreas Urbanas. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 2, n. 1, p. 117-127, 2007.

CAPE, J. N.; TANG, Y.S.; VAN DIJK, N.; LOVE, L.; SUTTON, M.A.; PALMER, S.C.F. Show more et al. Concentrations of ammonia and nitrogen dioxide at roadside verges, and their contribution to nitrogen deposition. **Environmental Pollution**, v. 132, p. 572-581, 2004.

CARICCHIA, A.M.; CHIAVARINI, S.; PEZZA, M. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmosphere particulate matter in the city of Naples (Italy). **Atmospheric Environment**, v. 33, p. 3731-3738, 1999.

CARRERAS, H.A.; CAÑAS, M.S.; PIGNATA, M.L. Differences in responses to urban air pollutants by *Ligustrum lucidum* ait . and *Ligustrum lucidum* ait. F. *Tricolor* (Rehd.) Rehd. **Environmental Pollution**, v. 93, n. 2, p. 211-218, 1996.

CARVALHO, J. S.; ARAUJO, R.L.C.; SILVA, C.A.; BASÍLIO, C.M. Avaliação de Conforto Térmico Urbano, com Base em Dados de Temperatura – Um Estudo de Caso na Cidade de Manaus. **Scientia Amazonia**, v. 3, n. 1, 65-74, 2014.

CHAMBERS, S.D.; WANG, F.; WILLIAMS, A.G.; XIAODONG, D.; ZHANG, H.; LONATI, G.; CRAWFORD, J.; GRIFFITHS, A.D.; IANNIELLO, A.; ALLEGRI, I. Quantifying the influences of atmospheric stability on air pollution in Lanzhou, China, using a radon-based stability monitor. **Atmospheric Environment**, v. 107, p. 233–243, 2015.

CHAUHAN, A. Photosynthetic pigment changes in some selected trees induced by automobile exhaust in Dehradun, Uttarakhand. **New York Science Journal**, v. 3, n. 2, p. 45-51, 2010.

CHEN, L.; LIU, C.; ZOU, R.; YANG, M.; ZHANG, Z. Experimental examination of effectiveness of vegetation as bio-filter of particulate matters in the urban environment. **Environmental Pollution**, v. 208, p. 1-11, 2015.

CHIQUETTO, S.L.; SANTOS, M. P. S. Methodology for assessment of the atmospheric pollution caused by road traffic in urban areas. **The Science of the Total Environment**, v. 134, p. 21-29, 1993.

COLVILE, R.N.; HUTCHINSON, E.J.; MINDELL, J.S.; WARREN, R.F. The transport sector as a source of air pollution. **Atmospheric Environment**, v. 35, n. 9, p. 1537-1565, 2001.

COSTA, D.F.; SILVA, H.R.; PERES, L.F. Identificação de Ilhas de Calor na Área Urbana de Ilha Solteira - SP através da Utilização de Geotecnologias. **Revista Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 5, p. 974-985, 2010.

COSTA, V.B.S.; ALMEIDA, G.M.A.; CHAGAS, M.G.S.; PIMENTEL, R.M.M. Indicadores Anatômicos Foliáres Como Estratégias de Defesa Contra Elevada Incidência Luminosa. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 4, n.2, p. 1275–1291, 2011.

COSTA, V.B.S.; SILVA, W.J.M.S.; OLIVEIRA, T.H.; GALVÍNCIO, J.D.; PIMENTEL, R.M. M. Estudos Ambientais Influência da Poluição Atmosférica em *Terminalia catappa* L. em Áreas Urbanizadas. **Brasileira de Geografia Física**. v. 8, n. 2, p. 236–252. 2015.

DELEGIDO, J.; WITTENBERGHE, S.V.; VERRELST, T.; ORTIZ, V.; VEROUSTRATE, F.; VALCKE, R.; SAMSON, R.; RIVERA, J.P.; TENJO, C.; MORENO, J. Show more et al. Chlorophyll content mapping of urban vegetation in the city of Valencia based on the hyperspectral NAOC index. **Ecological Indicators**, v. 40, n. 34-42, 2014.

DETRAN – PE. Departamento Estadual de Trânsito de Pernambuco. 2018. Disponível em: <http://www.detran.pe.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=36&Itemid=72> Acesso em 24 de fevereiro de 2018.

DRUMM, F. C.; GERHARDT, A.E.; FERNANDES, G.D.; CHAGAS, P.; SUCOLOTTI, M.S.; KEMERICH, P.D.C. Poluição atmosférica proveniente da queima de combustíveis derivados do petróleo em veículos automotores. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 18, n. 1, p. 66-78, 2014.

DU, P.; LI, X.; CAO, W.; LUO, Y.; ZHANG, H. Monitoring urban land cover and vegetation change by multi-temporal remote sensing information. **Mining Science and Technology (China)**, v.20, n. 6, p. 922–932. 2010.

DUCHIADE, M. P. Poluição do Ar e Doenças Respiratórias: Uma Revisão. **Caderno de Saúde Pública**, v. 8, p. 311-330, 1992.

DULDULAO, M.C.G.; GOMEZ, R.A. Effects of vehicular emission on morphological characteristics of young and mature leaves of sunflower (*Tithonia diversifolia*) and napier grass (*Pennisetum purpureum*). **Research Journal**, v. XVI, p. 142–151. 2008.

ESTRADA, M.A.; CORIOLANO, R.E.; SANTOS, N.T.; CAIXEIRO, L.R.; VARGAS, A.B.; ALMEIDA, F.S. Influência de Áreas Verdes Urbanas sobre a Mirmecofauna. **Floresta e Ambiente**, v. 21, n. 2, p. 162-169, 2014.

FALLA, J.; LAVAL-GILLY, P.; HENRYON, M.; MORLOT, D.; FERARD, J. Biological air quality monitoring: a review. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 64, p. 627-644, 2000.

FAVARETTO, J.A.; MERCADANTE, C. **Biologia**. Volume único. São Paulo: Editora Moderna. 1999. 350p.

FERNANDES, A.T.; NUNES, G.M.; MOURA, J.M.; SANTOS, L.F.B. 2015. **Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, João Pessoa-PB, Brasil, 25 a 29 de abril de 2015, INPE. Geoprocessamento no Inf. epidemiológico da Distrib. padrões Espac. indicadores da mortalidade Infant. no estado Goiás 6381–6388.
<https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

FORT, M.; RIMALT, J.O.; QUEROL, X.; CASAS, M.; SUNYER, J. Evaluation of atmospheric inputs as possible sources of antimony in pregnant women from urban areas. **Science of the Total Environment**, v. 544, p. 391-399, 2016.

FRANCHINI, M.; MANNUCCI, P.M. Thrombogenicity and cardiovascular effects of ambient air pollution. **Blood**, v. 118, p. 2405-2412. 2011.

FREEDMAN, B. **Environmental ecology**. The ecological effects of pollution, disturbance and other stresses. 2nd. San Diego: Academic Press Inc. 1995. 606p.

GALVÍNCIO, J.D.; PIMENTEL, R.M.M. Leaf Spectral Behavior and Chlorophyll Content of *Mimosa Hostilis* Canopy in a Semiarid Environment. **Journal Hyperspectral Remote Sensing**, v. 2, p. 001–009, 2012.

GAO, B.C. NDWI - A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. **Remote Sensing of Environment**, v. 58, n.3, p. 257–266, 1996.

GITELSON, A.; MERZLYAK, M.N. Spectral Reflectance Changes Associated with Autumn Senescence of *Aesculus hippocastanum* L. and *Acer platanoides* L. Leaves. Spectral Features and Relation to Chlorophyll Estimation. **Journal Plant Physiology**, v, 143, n. 3, p. 286–292, 1994.

GOUVEIA, N.; MENDONÇA, G.A.S; LEON, A.P. ; CORREIA, J.E.M.; JUNGER, W.L.; FREITAS, C.U.; DAUMAS, R.P. ; MARTINS, L.C.; GIUSSEPE, L.; CONCEIÇÃO, G.M.S.; MANERICH, A.; CUNHA-CRUZ, J. Poluição do ar e efeitos na saúde nas populações de duas grandes metrópoles brasileiras. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, v. 12, p. 29-40, 2013.

GRATANI, L.; CRESCENTE, M.F.; PETRUZZI, M. Relationship between leaf life-span and photosynthetic activity of *Quercus ilex* in polluted urban areas (Rome). **Environmental Pollution**, v. 110, p. 19–28, 2000.

GRAVANO, E.; GIULIETTI, V.; DESOTGIU, R.; BUSSOTTI, F.; GROSSONI, P.; GEROSA, G.; TANI, C. Foliar response of an *Ailanthus altissima* clone in two sites with different levels of ozone pollution. **Environmental Pollution**, v. 121, n. 1, p. 137-146, 2003.

GUARIEIRO, L.L.N.; VASCONCELLOS, P.C.; SOLCIB, M.C. Poluentes Atmosféricos Provenientes da Queima de Combustíveis Fósseis e Biocombustíveis: Uma Breve Revisão. **Revista Virtual de Química**, v. 3, p. 434-445, 2011.

HEDE, A.N.H.; KASHIWAYA, K.; KOIKE, K.; SAKURAI, S. A new vegetation index for detecting vegetation anomalies due to mineral deposits with application to a tropical forest area. **Remote Sensing of Environment**, v. 171, p. 83–97, 2015.

HOFMAN, J.; BARTHOLOMEUS, H.; CALDERS, K.; WITTENBERGHE, S.V.; WUYTS, K.; SAMSON, R. On the relation between tree crown morphology and particulate matter deposition on urban tree leaves: A ground-based LiDAR approach. **Atmospheric Environment**, v. 99, p. 130-139, 2014.

HONOUR, S. L.; BELL, J.N.B.; ASHENDEN, T.W.; CAPE, J.N.; POWER, S.A. A. Responses of herbaceous plants to urban air pollution: Effects on growth, phenology and leaf surface characteristics. **Environmental Pollution**, v. 157, p. 1279-1286, 2009.

HOPE, A.S.; FLEMING, J.B.; STOW, D.A.; AGUADO, E. Tussock Tundra Albedos on the North Slope of Alaska: Effects of Illumination, Vegetation Composition, and Dust Deposition. **Journal Applied Meteorology**, v. 30, p. 1200-1206, 1991.

HOU, Q.; AN, X.Q.; WANG, Y.; GUO, J.P. An evaluation of resident exposure to respirable particulate matter and health economic loss in Beijing during Beijing 2008 Olympic Games. **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 4026-4032, 2010.

HUANG, Y.; ZHAO, Y.; LI, S.; VON GADOW, K. The Effects of habitat area, vegetation structure and insect richness on breeding bird populations in Beijing urban parks. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 14, n.4, p. 1027–1039, 2015.

HUFF, F.A. Relation between Atmospheric Pollution, Precipitation, and Streamwater Quality near a Large Urban-Industrial Complex. **Water Research**, v. 10, p. 945-953, 1976.

HUO, H.; ZHENG, B.; WANG, M.; ZHANG, Q.; HE, K. Vehicular air pollutant emissions in China: evaluation of past control policies and future perspectives. **Mitig Adapt Strateg Glob Change**, v. 20, n. 5, p. 719-733. 2015.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2018. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pe/recife/panorama>>. Acessado em 13 de janeiro de 2018.

IDILFITRI, S.; MOHAMAD, N.H.N. Role of Ornamental Vegetation for Birds' habitats in Urban Parks: Case study FRIM, Malaysia. **Procedia - Social and Behavioral Sciences**, v. 68, p. 894-909, 2012.

IPCC-Intergovernmental Panel for Climate Change - Climate Change, 2007. Synthesis Report. Disponível: <http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr.pdf>. Acessado em 10 de novembro 2013.

JANHÄLL, S. Review on urban vegetation and particle air pollution e Deposition and dispersion. **Atmospheric Environment**, v. 105, p. 130-137, 2015.

JIN, S.; GUO, J.; WHEELER, S.; KAN, L.; CHE, S. Evaluation of impacts of trees on PM_{2.5} dispersion in urban streets. **Atmospheric Environment**, v. 99, p. 277-287, 2014.

KÄFER, P.S.; REX, F.E.; SANTOS, M.; SEBEM, E. Caracterização Espectral e NDVI de Espécies Florestais das Famílias Fabaceae, Myrtaceae, Rutaceae e Salicaceae. **Enciclopédia Biosfera**, v. 13, n. 23, p. 262-275, 2016.

KAMMERBAUER, J.; DICK, T. Monitoring of urban traffic emissions using some physiological indicators in *Ricinus communis* L. plants. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 39, n. 2, p. 161-166. 2000.

KARDEL, F.; WUYTS, K.; BABANEZHAD, M.; VITHARANA, U.W.A.; WUYTACK, T.; POTTERS, G.; SAMSON, R. Assessing urban habitat quality based on specific leaf area and stomatal characteristics of *Plantago lanceolata* L. **Environmental Pollution**, v. 158, p. 788-794, 2010.

KARDEL, F.; WUYTS, K.; SAMSON, R. Foliage responses of urban plants to urban habitat quality in the city of Gent, Belgium. **Proceedings of the International Conference on Local Air Quality and its Interaction with Vegetation**, p. 27-31, 2010.

KARDEL, F.; WUYTS, K.; MAHER, B.A.; HANSARD, R.; SAMSON, R. Leaf saturation isothermal remanent magnetization (SIRM) as a proxy for particulate matter monitoring: inter-species differences and in-season variation. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 29, p. 5164-5171, 2011.

KELLER, J.; LAMPRECHT, R. Road dust as an indicator for air pollution transport and deposition: An application of SPOT imagery. **Remote Sensing Environmental**, v. 54, p. 1-12, 1995.

KHAVANIN ZADEH, A. R.; VEROUSTRAETE, F.; WUYTS, K.; KARDEL, F.; SAMSON, R. Dorsi-ventral leaf reflectance properties of *Carpinus betulus* L.: an indicator of urban habitat quality. **Environmental Pollution**, v. 162, p. 332-337, 2012.

KHAVANIN ZADEH, A. R.; VEROUSTRAETE, F.; BUYTAERT, J.A.N.; DIRCKX, J.; SAMSON, R. Assessing urban habitat quality using spectral characteristics of *Tilia* leaves. **Environmental Pollution**, v. 178, p. 7-14, 2013.

KHODAKARAMI, J.; GHOBADI, P. Urban pollution and solar radiation impacts. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 57, p. 965-976, 2016.

KLUMPP, A.; ANSEL, W.; KLUMPP, G.; CALATAYUD, V.; GARREC, J.P.; HE, S.; PEÑUELAS, J.; RIBASD, À.; RO-POULSEN, H.; RASMUSSENE, S.; SANZ, M.J.; VERGNE, P. Um novo conceito de monitoramento e comunicação ambiental: a rede europeia para a avaliação da qualidade do ar usando plantas bioindicadoras (EuroBionet). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, p. 511-518, 2001.

KRISHNAVENI, M., AMSAVALLI, L., CHANDRASEKAR, R., DURAIRAJ, S., MADHAIYAN, P. Biochemical changes in medicinal plant leaves as a biomarker of pollution. **Research Journal of Pharmacy and Technology**, v. 6, p. 537-543, 2013.

KUDDUS, M.; KUMARI, R.; RAMTEKE, P. W. Studies on air pollution of selected plants in Allahabad city, India. **Journal of Environmental Research and Management**, v. 2, n. 3, p.42-46. 2011.

KUPCINSKIENE, E.; HUTTUNEN, S. Long-term evaluation of the needle surface wax condition of *Pinus sylvestris* around different industries in Lithuania. **Environmental Pollution**, v. 137, p. 610–618, 2005.

LARCHER, W. 2004. Ecofisiologia vegetal. São Carlos: RiMa. 2004. A planta sob estresse, 341-478.

LIMA, J.S.; FERNANDES, E.B.; FAWCETT, W.N. *Mangifera indica* and *Phaseolus vulgaris* in the bioindication of air pollution in Bahia, Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 46, n. 3, p. 275–278, 2000.

LIRA FILHO, J.A.; MEDEIROS, M.A.S. Impactos adversos na avifauna causados pelas atividades de arborização urbana. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 6, n. 2, p. 375-390, 2006.

LIU, J.; DAZZO, F.B.; GLAGOLEVA, O.; YU, B.; JAIN, A.K. CMEIAS: A computer-aided system for the image analysis of bacterial morphotypes in microbial communities. **Microbial Ecology**, v. 41, n. 3, p. 173-194, 2001.

LIU, L.; GUAN, D.; PEART, M.R.; WANG, G.; ZHANG, H.; LI, Z. The dust retention capacities of urban vegetation - a case study of Guangzhou, South China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, p. 6601-6610, 2013.

LOMBARDO, M. Ilha de calor nas metrópoles. São Paulo: Hucitec, 1985.

LORA, E. S.; TEIXEIRA, F. N. Energia e meio ambiente. In: MARQUES, M. C. S.; HADDAD, J.; MARTINS, A. R. S. (Coord). **Conservação de energia: eficiência energética de instalações e equipamentos**. Itajubá, MG: FUPA, pp. 43-128, 2001.

LUCENA, I.; MACIEL, V.E.D.O.; SILVA, J.B.; JOSICLÊDA, D.; PIMENTEL, R.M.D.M. Leaf Structure of Mangrove Species to Understand the Spectral Responses. **J. Hyperspectral Remote Sensing**, v. 2, p. 19–31, 2011.

MACHADO, C.C.C.; CORRÊA, P.G.; GALVÍNCIO, J.D.; PIMENTEL, R.M.M. Relação Entre Parâmetros Hídricos e Morfoanatômicos Foliares e o Comportamento Espectral de Espécies da Caatinga Utilizando Imagem de Satélite (Thematic Mapper Landsat 5). **Revista de Geografia**, v. 32, n. 1, p. 208–220, 2015.

MANNUCCI, P.M.; FRANCHINI, M. Health Effects of Ambient Air Pollution in developing countries. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 14, n. 9, 1048, 2017.

MARTINI, A.; BIONDI, D.; BATISTA, A.C.; ZAMPRONI, K. A periodicidade diária do índice de conforto térmico na arborização de ruas de Curitiba-PR. **Scientia Plena**, v. 9, n. 5, p. 1-9, 2013.

MARTINS, A. P. G. **Cascas de árvores como biomonitores da poluição atmosférica de origem veicular em parques urbanos da cidade de São Paulo**. Tese (Faculdade de Medicina). Universidade de São Paulo. 2009. 97p.

MARTUZEVICIUS, D.; KLIUCININKAS, L.; PRASAUSKAS, T.; KRUGLY, E.; KAUNELIENE, V.; STRANDBERG, B. Resuspension of particulate matter and PAHs from street dust. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 2, p. 310-317, 2011.

MATHEW, A; KHANDELWAL, S.; KAUL, N. Investigating spatial and seasonal variations of urban heat island effect over Jaipur city and its relationship with vegetation, urbanization and elevation parameters. **Sustainable Cities and Society**, v. 35, p. 157-177, 2017.

MIELKE, M.S., SCHAFFER, B., SCHILLING, A.C. Evaluation of reflectance spectroscopy indices for estimation of chlorophyll content in leaves of a tropical tree species. **Photosynthetica**, v. 50, p. 343–352, 2012.

MITCHELL, R.; MAHER, B.A.; KINNERSLEY, R. Rates of particulate pollution deposition onto leaf surfaces: Temporal and inter-species magnetic analyses. **Environmental Pollution**, v. 158, p. 1472-1478, 2010.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2016a.. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar>>. Acesso em 28 de abril de 2016.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2016b. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legipesq.cfm?tipo=3&numero=&ano=&texto=emiss%C3%A3o+de+poluentes>>. Acesso em 25 de abril de 2016.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2016c.. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar>>. Acesso em 28 de abril de 2016.

MOTA, S. **Urbanização e Meio Ambiente**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 353 p.

NARDOCCI, A.C.; FREITAS, C.U.; PONCE DE LEON, A.C.M.; JUNGER, W.L.; GOUVEIA, N.C. Poluição do ar e doenças respiratórias e cardiovasculares: estudo de séries temporais em Cubatão, São Paulo, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 29, n. 9, p. 1867–1876, 2013.

NOTH, S.; HAMMOND, S.K.; BIGING, G.B.; TAGER, I.B. Mapping and modeling airborne urban phenanthrene distribution using vegetation biomonitoring. **Atmospheric Environment**, v. 77, p. 518-524, 2013.

NOWAK, D.J.; DANIEL, E.C.; STEVENS, J.C. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. **Urban For Urban Green**, v. 4, p. 115-123, 2006.

NUCCI, J. C. **Qualidade ambiental e adensamento urbano: um estudo de ecologia e planejamento da paisagem aplicado ao distrito de Santa Cecília (MSP)**. 2ª ed. Curitiba: O Autor, 2008. 150p.

- OGUNKUNLE, C.O., ABDULRAHAMAN, A.A., FATOBA, P.O. Influence of cement dust pollution on leaf epidermal features of *Pennisetum purpureum* and *Sida acuta*. **Environmental and Experimental Biology**, v. 11, p. 73–79, 2013.
- OLIVEIRA, T.H.; GALVÍNCIO, J.D.; PIMENTEL, R.M.M.; SILVA, B.B. Uso e Cobertura do Solo e Seus Efeitos na Distribuição da Temperatura de Superfície em Área Urbana. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 06, n. 06, p. 1598-1616, 2013.
- OLIVEIRA, T.H.; DANTAS, J.G.; GALVÍNCIO, J.D.; PIMENTEL, R.M.M.; BOTLER, M. Análise da Variação Espaço-Temporal das Áreas Verdes e da Qualidade Ambiental em Áreas Urbanas, Recife-PE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 07, n. 06, p. 1196-1214, 2014.
- OLMO, N.R.S.; PEREIRA, L.A.A. Poluição Atmosférica e Exposição Humana: a Epidemiologia Influenciando as Políticas Públicas. **Revista de Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 6, n. 2, p. 27-36, 2011.
- OMS – Organização mundial de saúde. 7 million deaths annually linked to air pollution. **Central European Journal Of Public Health**, v. 22, p. 53-59, 2014.
- PAL, A.; KULSHRESHTHA, K.; AHMAD, K.J.; BEHL, H.M. Do leaf surface characters play a role in plant resistance to auto-exhaust pollution? **Flora**, v. 197, n.1, p. 47-55, 2002.
- PIRAINO, F.; AINA, R.; PALIN, L.; PRATO, N.; SGORBATI, S.; SANTAGOSTINO, A.; CITTERIO, S. Air quality biomonitoring: assessment of air pollution genotoxicity in the province of Novara (North Italy) by using *Trifolium repens* L. and molecular markers. **Science of the Total Environment**, v. 372, p. 350-359, 2006.
- PIVETTA, K.F.L.; SILVA FILHO, D.F. **Arborização urbana**. Boletim acadêmico: série arborização urbana. UNESP/FCAV/FUNEP, 2002, 74p.
- PONZONI, F.J.; SHIMBUKURO, Y.E.; KUPLICH, T.M. 2012. **Sensoriamento Remoto da Vegetação**. São José dos Campos, SP, Oficina de Textos, 2ª edição, 176p.
- QIU, Y.; GUAN, D.; SONG, W.; HUANG, K. Capture of heavy metals and sulfur by foliar dust in urban Huizhou, Guangdong Province. **China Chemosphere**, v. 75, n. 4, p. 447-452, 2009.
- RAI, P.K. Impacts of particulate matter pollution on plants: Implications for environmental biomonitoring. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 129, p. 120–136, 2016.
- RAKOWSKA, A.; WONG, K.C.; TOWNSEND, T.; CHAN, K.L.; WESTERDAHL, D.; NG, S.; MOČNIK, G.; DRINOVEC, L.; NING, Z. Impact of traffic volume and composition on the air quality and pedestrian exposure in urban street canyon. **Atmospheric Environment**, v. 98, p. 260-270, 2014.
- RAM, S. S.; KUMAR, R.V.; CHAUDHURI, P.; CHANDA, S.; SANTRA, S.C.; SUDARSHAN, M.; CHAKRABORTY, A. Physico-chemical characterization of street dust and re-suspended dust on plant canopies: An approach for finger printing the urban environment. **Ecological Indicators**, v. 36, p. 334-338, 2014.

REIS FILHO, N.G. A urbanização e o urbanismo na região de Minas. **Cadernos de Pesquisa do Lap** - FAUUSP, n. 30, 1999. 35p.

RIIKONEN, J.; PERCY, K.E.; KIVIMÄENPÄÄ, M.; KUBISKE, M.E.; NELSON, N.D.; VAPAAVUORI, E.; KARNOSKY, D.F. Leaf size and surface characteristics of *Betula papyrifera* exposed to elevated CO₂ and O₃. **Environmental Pollution**, v. 158, p. 1029–1035, 2010.

ROMERMANN, B.M.; KIRCHNER, M.; KUDERNATSCH, T.; JAKOBI, G.; FISCHER, A. Changed vegetation composition in coniferous forest near motorways in southern Germany: the effects of traffic-born pollution. **Environmental Pollution**, v. 143, p. 572-581, 2006.

ROPPA, C.; FALKENBERG, J.R.; STANGERLIN, D.M.; BRUN, F.G.K.; BRUN, E.J.; LONGUI, S.J. Diagnóstico da percepção dos moradores sobre a arborização urbana na vila estação colônia– bairro Camobi, Santa Maria-RS. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 2, n. 2, p. 11-30, 2007.

ROUSE, J.W.; HAAS, R.H.; SCHELL, J.A.; DEERING, D.W. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. **Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium**, 3, Washington, 1973. Proceedings... Whashington: NASA, v. 1, p. 309-317, 1973.

SÆBØ, A.; R.; NAWROT, B.; HANSLIN, H.M.; GAWRONSKA, H.; GAWRONSKI, S.W. Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces. **Science of the Total Environment**, v. 427, p. 347-354, 2012.

SANCHÉZ-CHARDI, A. Biomonitoring potential of five sympatric *Tillandsia* species for evaluating urban metal pollution (Cd, Hg and Pb). **Atmospheric Environment**, v. 131, p. 352-359, 2016.

SANTOS, M. **A urbanização brasileira**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 5ª edição. 2008. 176p.

SCHOEN, C.; POVALUK, M. Parques urbanos: uma visão ambiental e social na microbacia do Rio Serrinha. **Saúde Meio e Ambiente**, v. 1, n. 2, p. 16-25, 2012.

SCHUCH, M. I. S. **Arborização Urbana: uma contribuição à qualidade de vida com uso de geotecnologias**. Dissertação de Mestrado (Tecnologia da Geoinformação), Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, 2006. 101p.

SENANAYAKE, I.P., WELIVITIYA, W.D.D.P., NADEEKA, P.M. Remote sensing based analysis of urban heat islands with vegetation cover in Colombo city, Sri Lanka using Landsat-7 ETM+ data. **Urban Climate**, v. 5, p. 19–35, 2013.

SIMON, E.; BRAUN, M.; VIDIC, A.; BOGYÓ, D.; FÁBIÁN, I.; TÓTHMÉRÉSZ, B. Air pollution assessment based on elemental concentration of leaves tissue and foliage dust along an urbanization gradient in Vienna. **Environmental Pollution**, v. 159, p. 1229-1233, 2011.

SIMON, E.; BARANYIA, E.; BRAUN, M.; CSERHÁTI, C.; FÁBIÁN, I.; TÓTHMÉRÉSZ, B. Elemental concentrations in deposited dust on leaves along an urbanization gradient. **Science of the Total Environment**, v. 490, p. 514-520, 2014.

SIMS, D.A.; GAMON, J.A. Relationships between leaf pigment content and spectral reflectance across a wide range of species, leaf structures and developmental stages. **Remote Sensing of Environment**, v. 81, p. 337–354. 2002.

SMITH, W.H. Removal of atmospheric particulates by urban vegetation: implications for human and vegetative health The Yale. **Journal of Biology Medicine**, v. 50, p. 185-197, 1977.

SOUZA, W.M. 2011. **Impactos socioeconômicos e ambientais dos desastres associados às chuvas na cidade do Recife-PE**. 2011. 121f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.

SOUZA, M.C.C.; AMORIM, M.C.C.T. A problemática ambiental e o verde urbano. **Cidades Verdes**, v. 01, n. 01, p. 29-43, 2013.

SPOSITO, M.E.B. **Capitalismo e Urbanização**. Contexto: São Paulo, 10ª edição. Coleção: Repensando a Geografia. 2010. 80p.

STEFFENS, J.T.; WANG, I.J.; ZHANG, K.M. Exploration of effects of a vegetation barrier on particle size distributions in a near-road environment. **Atmospheric Environment**, v. 50, p. 120-128, 2012.

SUN, Y.; YANG, Y.; ZHANG, L.; WANG, Z. The relative roles of climate variations and human activities in vegetation change in North China. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 87-88, p. 67–78, 2015.

SUSCA, T.; GAFFIN, S.R.; DELL’OSSO, G.R. Positive effects of vegetation: Urban heat island and green roofs. **Environmental Pollution**, v. 159, p. 2119-2126, 2011.

TEJAS, G.T.; AZEVEDO, M.G.F.; LOCATELLI, M. A Influência de Áreas Verdes no Comportamento Higrotérmico e na Percepção Ambiental do Cidadão em Duas Unidades Amostrais no Município de Porto Velho, Rondônia, Brasil. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 6, n. 4, p. 15-34, 2011.

TESTA, J.F. A poluição atmosférica por veículos automotores na Região Metropolitana de São Paulo: causas e impactos. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental Santa Maria**, v. 19, n. 2, p. 1209-1221, 2015.

TOLEDO, G.I.F.M.; NARDOCCI, A.C. Poluição veicular e saúde da população: uma revisão sobre o município de São Paulo (SP), Brasil. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 14, p. 445-454, 2011.

TOMAŠEVIĆ, M.; ANIČIĆ, M. Trace element content in urban tree leaves and SEM-EDAX characterisation of deposited particles. **Series Physics, Chemistry and Technology**, v. 8, p. 1-13, 2010.

TONG, Z.; BALDAUF, R.W.; ISAKOV, V.; DESHMUKH, P.; ZHANG, K.M. Roadside vegetation barrier designs to mitigate near-road air pollution impacts. **Science of the Total Environment**, v. 541, p. 920-927, 2016.

VEREMCHUK, L. V.; YANKOVA, V.I.; VITKINA, T.I.; NAZARENKO, A.V.; GOLOKHAVAST, K.S. Show more et al. Urban air pollution, climate and its impact on asthma morbidity. **Asian Pacific Journal of Tropical Biomedicine**, v. 6, n. 1, p. 76-79, 2016.

VERMA, A.; SINGH, S. Biochemical and ultrastructural changes in plant foliage exposed to auto-pollution. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 120, p.585-602, 2006.

VIENNEAU, D.; HOOGH, K.; FAEH, D.; KAUFMANN, M.; WUNDERLI, J. M.; RÖÖSLI, M.; THE SNC STUDY GROUP. More than clean air and tranquillity: Residential green is independently associated with decreasing mortality. **Environment International**, v. 108, p. 176-184, 2017.

VISKARI, E.L.; HOLOPAINEN, T.; KARENLAMPI, L. Responses of spruce seedlings (*Picea abies*) to exhaust gas under laboratory conditions II: ultrastructural changes and stomatal behaviour. **Environmental Pollution**, v. 107, n.1, p. 99-107, 2000.

WANG, J.; XU, R.; MA, Y.; MIAO, L.; CAI, R.; CHEN, Y. The research of air pollution based on spectral features in leaf surface of *Ficus microcarpa* in Guangzhou, China. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 142, p. 73-83, 2008.

WANG, H.X.; SHI, H.; LI, Y.Y. Relationships between leaf surface characteristics and dust-capturing capability of urban greening plant species. **Chinese Journal of Applied Ecology**, v. 21, p. 3077-3082, 2010.

WATSON, L.; DALLWITZ, M.J. 1992 onwards. The families of flowering plants: descriptions, illustrations, identification, and information retrieval. Version: 20th July 2017. delta-intkey.com/angio.

WEBER, F.; KOWARIK, I.; SAEUMEL, I. Herbaceous plants as filters: immobilization of particulates along urban street corridors. **Environmental Pollution**, v. 186, p. 234-240, 2014.

WHO - World Health Organization. 2009. Climate Change is affecting our health: something should be done now [online] Disponível em: http://www.who.int/globalchange/publications/factsheets/Climate_change_and_health_brochure.pdf?ua=1. Acessado em 8 junho de 2015.

ZHAO, H.; SHAO, Y.; YIN, C.; JIANG, Y.; LI, X. An index for estimating the potential metal pollution contribution to atmospheric particulate matter from road dust in Beijing. **Science of the Total Environment**, v. 550, p. 167-175, 2016.

APÊNDICE A - BIOINDICADORES DE POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA EM ÁREAS URBANAS

Capítulo publicado no livro:

Qualidade de vida na cidade: lugares e suas interfaces intraurbanas / Angelina Dias Leão Costa, Milena Dutra da Silva, José Augusto Ribeiro da Silveira, organizadores. – João Pessoa: AB Editora, 2016. p. 202-229.

Vanessa Bastos Simões da Costa, Rejane Magalhães de Mendonça Pimentel, Milena Dutra da Silva, Josiclêda Domiciano Galvêncio

A revolução industrial é um marco na história global, pois junto a ela ocorreram mudanças substanciais na economia mundial e no modo de vida das populações. As pessoas foram atraídas a morar mais próximas das zonas industriais, polos geradores de emprego e renda, acelerando, assim, a formação dos centros urbanos (SPOSITO, 2004; SCHOEN e POVALUK, 2012). Nessa configuração, inclui-se, entre outros aspectos, o aumento na quantidade de transportes utilizados para o escoamento da produção industrial e, diante da distensão desenfreada do tecido urbano, o aumento da utilização de veículos motores para os deslocamentos da população, desencadeando, entre outros, efeitos negativos sobre a qualidade do ar em áreas urbanas.

A formação e o crescimento das cidades implicam em transformações da paisagem natural à urbana, envolvendo fatores como a derrubada das matas, em atendimento à demanda de solo desnudo para a construção de moradias, e o aumento de áreas de solo impermeabilizadas, com a pavimentação de ruas, avenidas e estradas. Em função da necessidade de “melhores condições de vida” (facilidades urbanas), a paisagem natural é, também, alterada para contemplar o saneamento básico, propiciar o uso de energia elétrica, entre outros aspectos.

Sabe-se que transformação da paisagem natural em urbana, sobretudo quando dada em desalinho às políticas ambientais e práticas mitigadoras de impacto ambiental negativo, ocasiona degradação e poluição ambiental de diversas formas, entre as quais citamos o aumento da temperatura do ar e do solo, o aumento de material particulado e a liberação de gases tóxicos na atmosfera. Esse conjunto de fatores implica em uma condição de poluição, cujo termo indica toda e qualquer alteração provocada no ambiente, em diferentes níveis e escalas, que cause prejuízo ao ecossistema (BRILHANTE, 1999; BRAGA et al., 2001); estão diretamente vinculados a qualidade do ar nas cidades, e por conseguinte, promovem prejuízos à qualidade de vida da população urbana.

Observa-se, não só nas teorias urbanísticas, mas em todas as propostas que vislumbram objetivos e ideais de uma cidade, a clara intenção em otimizar a qualidade de vida urbana. Nota-se que a satisfação, a felicidade e a realização das sociedades, são ideias que sempre existiram desde Platão, passando por utopistas da sociedade neo-liberal como Owen e Fourier; por formalistas e designers urbanos como Ebenezer Howard e seu conceito de cidade-jardim; até urbanistas modernos como Le Corbusier, Lúcio Costa, entre outros (SILVEIRA, 2014).

Ao longo do tempo, a qualidade de vida urbana teve seu conceito e padrão de referência alterada. Entretanto, de forma geral, verificam-se nas definições de qualidade de vida atributos como saúde, meio ambiente e seus recursos. Essas ressurgências ocorrem em acompanhamento à construção cidadã sobre

a conscientização da importância da vegetação e dos papéis ambientais que desempenham, diretamente ou indiretamente, vinculadas à saúde humana.

Poluição atmosférica

Segundo o Ministério do Meio Ambiente:

A poluição atmosférica pode ser definida como qualquer forma de matéria ou energia com intensidade, concentração, tempo ou características que possam tornar o ar impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde, inconveniente ao bem-estar público, danoso aos materiais, à fauna e à flora ou prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e à qualidade de vida da comunidade (MMA, 2016a).

Os maiores índices de poluição atmosférica nos grandes centros urbanos decorrem da liberação de gases poluentes oriundos, principalmente, da queima de combustíveis fósseis (HONOUR et al., 2009; GUARIEIRO et al., 2011). A poluição atmosférica está relacionada à quantidade de material particulado e gases tóxicos existentes no ar, como, também, ao aumento da temperatura do ar (AZUAGA, 2000; LORA e TEIXEIRA, 2001; DRUMM et al., 2014).

Os principais gases relacionados à poluição atmosférica são: dióxido de enxofre (SO₂), óxidos de carbono, óxidos de nitrogênio (NOx), álcoois, aldeídos e hidrocarbonetos (HC), além do material particulado em suspensão, oriundos, principalmente, da queima de combustíveis fósseis (HONOUR et al., 2009; GUARIEIRO et al., 2011). Um dos maiores causadores da elevação nos índices de poluição atmosférica nos centros urbanos está associado ao tráfego automotivo (HUFF, 1976; CHIQUETTO e SANTOS, 1993).

A poluição atmosférica vem sendo bastante discutida, desde aos fatores que levam à sua ocorrência (TESTA, 2015), meios de minimização de seus efeitos (BRIGGS et al., 2000; FALLA et al., 2000; PIRAINO et al., 2006; ROMERMANN et al., 2006) e suas consequências (DUCIADE, 1992; HONOUR et al., 2009; GUARIEIRO et al., 2011; GOUVEIA et al., 2013; DRUMM et al., 2014; KHODAKARAMI e GHOBADI, 2016).

É fato que o aumento da poluição atmosférica eleva a ocorrência de problemas respiratórios, cardiovasculares e carcinomas (SMITH, 1977; MARTINS, 2009; FORT et al., 2016; KHODAKARAMI e GHOBADI, 2016). Braga et al. (2001) relatam vários casos que envolvem mortes/doenças respiratórias e poluição atmosférica, em todo o mundo, desde 1930. Dados encontrados em Testa (2015) apontam para cerca de três mil mortes anuais na região metropolitana de São Paulo, relacionadas com a poluição do ar. Para minimizar estes impactos negativos, várias medidas vêm sendo tomadas, segundo Braga et al. (2001), desde 1955, quando ocorreu a liberação de verba como incentivo para estudos relativos ao impacto da poluição atmosférica na saúde e economia; depois disso, outras ações de controle foram sendo efetivadas em vários locais do mundo. No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), através da Resolução n. 018/86, instituiu o Programa de Controle de Emissões Veiculares (PROCONVE), tornando-o responsável pela regularização da emissão e limites máximos permitidos de poluentes pelos veículos (MMA, 2016b).

Os gases poluentes afetam os seres vivos que entram em contato com eles; entre os prejuízos causados à saúde humana, estão os problemas respiratórios, o agravamento de alergias, tonturas e, até mesmo, alterações no sistema nervoso central (TESTA, 2015). Os efeitos negativos provocados por estes gases são particulares para cada um deles. Os principais gases poluentes são o monóxido de carbono, os óxidos de nitrogênio e o dióxido de enxofre.

A principal fonte de monóxido de carbono (CO) é da emissão por veículos automotivos. Ele apresenta afinidade com a hemoglobina, o que diminui o transporte de oxigênio para outros tecidos do corpo. Segundo Braga et al. (2001), através do exame de carboxihemoglobina, pode-se avaliar o quanto uma pessoa está exposta a este gás. Os efeitos no organismo podem ser diversos, entre eles estão problemas de visão, redução da capacidade cognitiva, redução da destreza manual, problemas respiratórios e até a morte (Olmo e Pereira, 2011).

A liberação de gases de óxidos de nitrogênio (NO_x), pela combustão, na presença de oxigênio e luz solar, reage e se transforma em O_3 , um dos principais gases poluentes, responsável pela elevação da temperatura na atmosfera (BRAGA et al., 2001; KHODAKARAMI e GHOBADI, 2016). Esses óxidos, ao serem inalados, atingem as regiões periféricas do pulmão, causando problemas de saúde.

Gases de dióxido de enxofre (SO_2), resultantes da queima de combustíveis fósseis, podem se transformar em ácido sulfúrico, ficando no ar por um tempo relativamente grande e sendo levado para longe das suas fontes de poluição, aumentando seu potencial nocivo à saúde humana (BRAGA et al., 2001).

O material particulado é constituído por partículas sólidas e líquidas em suspensão no ar, podendo variar em tamanho (diâmetro), relacionado com a velocidade com que ele pode ser levado pelo vento e depositado sobre diferentes superfícies. Este material depositado pode ser reintroduzido na atmosfera, como suspensão, e contribuir com o particulado que está sendo gerado pelas diferentes fontes (MARTUZEVICIUS et al., 2011). Zhao et al. (2016) verificaram, através de modelos, como essa ressuspensão, juntamente com metais pesados, contribui para a má qualidade do ar, quando as partículas possuem um tamanho menor que $105\mu\text{m}$. Quanto menor forem as partículas ($<\text{PM}_{10}$), mais perigosas se tornam, pois aumenta a possibilidade de serem inaladas pela população e atingir o sistema respiratório (BRAGA et al., 2001). Veremchuk et al. (2016) correlacionaram os casos de asma em crianças e adolescentes com a presença de material particulado no ar.

Arborização urbana

Grande importância tem sido dada ao uso de espécies vegetais na arborização urbana, principalmente em ruas e avenidas onde é constante o número de veículos trafegando ao longo do dia. De modo geral, estas vias funcionam como importantes rotas de acesso de veículos motores nos centros urbanos e, conseqüentemente, possuem elevados índices de poluição atmosférica. Essas áreas apresentam características similares, como ruas asfaltadas, poucas áreas verdes, elevada poluição atmosférica, altas temperaturas do ar e do solo, além de muitos tipos de ruídos classificados como poluição sonora.

A arborização urbana possui diversas funções, as quais compreendem utilidades paisagísticas, ecológicas e sociais (SCHUCH, 2006; ROPPA et al., 2007; ALMEIDA et al., 2009; NUCCI, 2008; ANHAIA e CARVALHO, 2011). Neste sentido, Benini e Martin (2011) propõem um conceito que considera a abrangência das áreas verdes públicas e suas funções:

Área verde pública é todo espaço livre (área verde/lazer) que foi afetado como de uso comum e que apresente algum tipo de vegetação (espontânea ou plantada), que possa contribuir em termos ambientais (fotossíntese, evapotranspiração, sombreamento, permeabilidade, conservação da biodiversidade e mitigue os efeitos da poluição sonora e atmosférica) e que também seja utilizado com objetivos sociais, ecológicos, científicos ou culturais (BENINI e MARTIN, 2011, p. 77)

Assumindo a visão de Benini e Martin (2011), as cidades, cuja arborização urbana segue um planejamento, são apontadas como mais bonitas e, em muitas delas, as árvores servem de atrativo turístico, principalmente quando estão em seu período de floração. As áreas verdes urbanas permitem uma reaproximação da população com a natureza, resgatando a relação homem-natureza, que muitas vezes é perdida em meio ao caos das cidades. Estas áreas estão presentes em diferentes tipos de localidades, como vias públicas, praças e parques, colaborando com o lazer e uma melhor qualidade de vida para a população humana. Ecologicamente falando, estas espécies vegetais estabelecidas nas cidades também possuem a função de manutenção da biodiversidade, visto que funcionam como abrigo e alimentação para a fauna, desempenhando, também, a função de corredores ecológicos no formato de ilhas, especialmente para a entomofauna e a avifauna (LIRA FILHO e MEDEIROS, 2006; BRUN et al., 2007; IDILFITRI e MOHAMAD, 2012; ESTRADA et al., 2014; HUANG et al., 2015). Huang et al. (2015) afirmam que a riqueza de espécies na comunidade de pássaros está relacionada com a diversidade das espécies de árvores em determinadas áreas, e que quanto maior a ligação entre as áreas verdes, pontos de contato entre elas, melhor o seu papel na manutenção da riqueza de espécies de aves, funcionando como uma infraestrutura integrada entre estas áreas.

A presença de áreas verdes contribui para a amenização climática, particularmente em áreas urbanas, atenuando os efeitos do fenômeno das ilhas de calor, através da redução da temperatura do ar e do solo e controle da intensidade da radiação solar que incide sobre a população (SUSCA et al., 2011; MARTININI, 2013). As áreas verdes funcionam, também, como um filtro contra ruídos variados, especialmente aqueles provocados pelos veículos automotivos, abafando os sons emitidos nos centros urbanos e diminuindo o desconforto auditivo, especialmente para a população humana (PIVETTA e SILVA FILHO, 2002). Outra função das áreas verdes é o aumento da permeabilidade dos solos, contribuindo para um melhor escoamento das águas, consequente do efeito do desenvolvimento das raízes, especialmente das árvores, no solo (ARAÚJO et al., 2010). Vários estudos vêm apontando uma crescente investigação da relação entre a arborização urbana e os efeitos benéficos na melhoria da qualidade do ar; as espécies vegetais funcionam como um filtro de ar e materiais particulados ficam depositados principalmente nas folhas e ramos, além de contribuir no sequestro do CO² atmosférico (NOWAK et al., 2006; QIU et al., 2009; AL-DABBOUS e KUMAR, 2014; HOFMAN et al., 2014; JIN et al., 2014; RAKOWSKA et al., 2014; CHEN et al., 2015; SANCHÉZ-CHARDI, 2016; TONG et al., 2016).

Influência da arborização na temperatura de áreas urbanas

Os ambientes urbanos são substancialmente mais quentes do que os ambientes rurais, onde, segundo Lombardo (1985), temperaturas mais elevadas ocorrem, principalmente, em locais com marcada densidade construtiva e demográfica e elevado crescimento vertical das construções,

dificultando a circulação do vento. Quando esses fatores estão associados a uma redução de vegetação, são formadas as ilhas de calor. Há uma relação inversamente proporcional entre a condições para formação de ilha de calor e o tamanho de áreas com vegetação. A existência de árvores em áreas urbanas implica em uma redução na quantidade de CO₂ livre na atmosfera, o qual é utilizado para a fotossíntese, que também promove a liberação de oxigênio. Esta ação das plantas ameniza a temperatura do ar atmosférico e do solo, além da redução dos efeitos deletérios da radiação luminosa incidente, especialmente sobre as superfícies de asfalto e das edificações, através do sombreamento e da evapotranspiração das folhas, constituindo-se em fatores essenciais para a melhoria da qualidade do ar para a população de seu entorno (OLIVEIRA et al., 2013). Muitos estudos têm sido desenvolvidos quanto a medição destes fatores relativos à qualidade do ar atmosférico utilizando ferramentas de sensoriamento remoto (COSTA; SILVA e PERES, 2010; OLIVEIRA et al., 2013; OLIVEIRA et al., 2014).

Carvalho et al. (2014) verificaram a influência da presença de vegetação na temperatura ambiental, comparando as temperaturas sob quatro condições (rua pavimentada, interior de uma residência, solo exposto e uma área com vegetação), concluindo que os locais com vegetação apresentaram temperaturas mais amenas. Tejas et al. (2011) encontraram uma diferença de até menos 5°C na área com presença de vegetação. Nesse trabalho, os autores também avaliaram a percepção dos moradores locais, que afirmaram sentir mais conforto em função da presença da vegetação, em oposição à sensação de “muito calor” nas áreas sem plantas (TEJAS et al., 2011).

Através do aumento das taxas de evapotranspiração promovida pelos vegetais ocorre uma amenização da temperatura do ar e o aumento da umidade do ar, gerando um maior conforto térmico no ambiente (SOUZA e AMORIM, 2013). Além disso, as plantas atuam na diminuição da temperatura do ar, fornecendo sombra e absorvendo os raios solares, o que diminui sua incidência direta sobre superfícies construídas e asfaltadas.

Bioindicação: Interação da poluição atmosférica com a arborização em áreas urbanas

Vários estudos investigam a relação entre poluição atmosférica e a presença de vegetais, dando ênfase a mitigação dos efeitos da poluição (SANCHÉZ-CHARDI, 2016; TONG et al., 2016). Estudos realizados por Steffens et al. (2012) e Tong et al. (2016) propõem modelos de arborização em áreas urbanas, de modo que as edificações e a arborização funcionem como barreiras e atuem na captação de material particulado do ar. Chen et al. (2015) mencionam que, além das árvores, os arbustos e, até mesmo, os cipós e lianas funcionam como filtros no ar, auxiliando na diminuição dos riscos à saúde humana pela exposição aos poluentes do ar.

Os vegetais são apontados como biorremediadores da poluição atmosférica e, de acordo com algumas características morfoanatômicas e fisiológicas, algumas espécies podem ter sua funcionalidade maximizada. Além desta função, os vegetais apresentam caracteres bioindicadores da qualidade do ar, especialmente aqueles estabelecidos em locais que interagem diretamente com as condições ambientais, fornecendo informações para grandes escalas de tempo (BRIGGS et al., 2000; FALLA et al., 2000; PIRAINO et al., 2006; ROMERMANN et al., 2006; NOTH et al., 2013). Esses caracteres, morfológicos, anatômicos e/ou fisiológicos, são apontados como bioindicadores, pois mostram uma resposta das plantas às alterações nos níveis de poluição atmosférica, auxiliando no seu ajuste às condições do ambiente (PIRAINO et al., 2006; BALASOORIYA et al., 2009; KARDEL et al., 2010; KHAVANIN ZADEH et al., 2013).

Janhäll (2015), em uma revisão sobre vegetação urbana e as partículas poluentes do ar, menciona que quanto maior a superfície da área foliar, maior é a chance de deposição de material particulado em

suspensão no ar, principalmente quando compara está com superfícies de materiais industrializados, e que o tamanho da partícula também influenciará nesta deposição, em termos de quantidade e tempo de exposição.

A presença de vegetação em áreas urbanas contribui para a qualidade do ar, pois a vegetação presente nessas áreas retira material particulado do ar através da deposição (LIU et al., 2013). Além de atuar na captação desse material particulado, as plantas contribuem, indiretamente, para uma menor concentração de poluentes, como metais pesados, na atmosfera (TOMAŠEVIĆ e ANIČIĆ, 2011; SIMON et al., 2014). O uso da análise de material depositado sobre as folhas das árvores como método de monitoramento da qualidade ambiental, fornecendo informações sobre a composição mineralógica o material particulado (SIMON et al.; 2011; RAM et al., 2014). Além disso, podem atuar como bioacumuladoras de metais pesados (SANCHÉZ-CHARDI, 2016).

Considerando as variações nas características morfoanatômicas e fisiológicas das árvores utilizadas na arborização de áreas urbanas, Honour et al. (2009) observaram que o desenvolvimento das espécies vegetais ocorria de forma mais lenta em um ambiente poluído. Os vegetais estabelecidos em um ambiente poluído apresentaram uma menor altura nas fases iniciais de seu desenvolvimento, sugerindo que, na fase jovem, elas são mais sensíveis à poluição atmosférica. Estes autores também observaram que a floração ocorreu de forma tardia nas espécies mais expostas aos gases poluentes, afetando, conseqüentemente, a polinização e influenciando a produção de frutos. Além dessas mudanças, outros autores observaram alterações na morfologia foliar e na densidade estomática de espécies vegetais em áreas sob diferentes níveis de poluição atmosférica (ALVES et al., 2008; BALASOORIYA et al., 2009; KARDEL et al., 2010). Estes fatores estão diretamente relacionados com a fotossíntese e capacidade de sequestro de gás carbônico e liberação de oxigênio na atmosfera.

Alterações na morfologia foliar, como o aumento da área da folha, além do aumento no comprimento e largura da folha, foram observadas em plantas estabelecidas em locais urbanizados com tráfego automotivo mais intenso (KARDEL et al., 2010; KHAVANIN ZADEH et al., 2012). Esses estudos sugerem a utilização dessas características como bioindicadoras da poluição, especialmente por apresentarem uma rápida alteração e serem fáceis de medir. Contudo, Verma e Singh (2006) verificaram que algumas espécies apresentam comportamento contrário, demonstrando que essas alterações são particulares para cada espécie.

A presença de estriações na cutícula (Figura 1A) na superfície foliar, assim como a presença de tricomas (pelos) (Figura 1B), aumentam a área de contato entre a folha e o ambiente e, conseqüentemente, espécies que apresentam essas características capturam uma maior quantidade de partículas do ar (BECKETT et al., 2000; KARDEL et al., 2011; WEBER et al., 2014; SÆBØ et al., 2012). Sæbø et al. (2012) mencionam que um aumento na deposição de material particulado também influencia no aumento da quantidade de cera produzida na epiderme das folhas. Viskari et al. (2000) relatam que alterações na cutícula, mais especificamente na degradação da cera, podem ocorrer em espécies expostas a elevados níveis de poluição atmosférica. A densidade estomática funciona como um bom indicador da qualidade ambiental, sendo influenciada pelos diferentes níveis de poluição do ar, com menores valores em áreas onde esses níveis são mais baixos, provavelmente pelo fato de que nesses locais os estômatos se apresentaram com tamanho menor (BALASOORIYA et al., 2009; KARDEL et al., 2010).

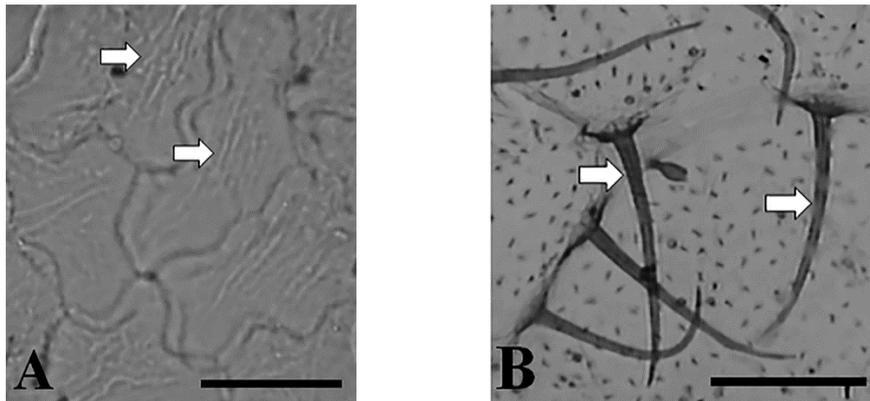


Figura 1. Estriações na cutícula de célula da epiderme de folha (A). Tricomas na epiderme da folha (B). Barras: AB = 20 μ m.

Vários estudos apontam que o teor médio de clorofila é menor em locais poluídos, e que isto está associado ao nível de poluição ambiental, indicando o estado de saúde da planta (PAL et al., 2002; GRAVANO et al., 2003; CHAUHAN, 2010; KHAVANIN ZADEH et al., 2013; DELEGIDO et al., 2014). Essas evidências demonstram a reação dos vegetais às mudanças na qualidade ambiental, e uma vez que são identificados padrões no comportamento destes parâmetros, isto permite sua utilização como um bioindicador (BALASOORIYA et al., 2009).

Frente a esta realidade, nota-se a necessidade de realizar estudos que monitorem áreas poluídas, buscando conhecer e minimizar os seus efeitos para o ambiente e para a saúde da população. Particularmente foram encontrados resultados inéditos em uma espécie estabelecida em área urbana no nordeste do Brasil. Indivíduos da espécie arbórea *Terminalia catappa* L. foram investigados quanto aos caracteres morfoanatômicos relacionados às respostas das plantas a diferentes níveis de poluição atmosférica em áreas urbanas.

Estudo de caso: *Terminalia catappa* na arborização urbana da cidade do Recife

A Cidade do Recife ocupa uma área aproximada de 218,435 km², possui uma população estimada, em 2014, de 1.608.488 e está localizada nas coordenadas geográficas 08° 03' 14" S de latitude e 34° 52' 52" W de longitude, e altitude de 4 m (IBGE, 2015). O estudo foi desenvolvido em duas áreas com diferentes graus de poluição atmosférica, com diferentes intensidades de tráfego automotivo, aplicando metodologia de Khavanin Zadeh et al. (2013). As áreas selecionadas para este estudo localizam-se no bairro da Imbiribeira (Figura 2).

A espécie analisada é conhecida, popularmente, como amendoeira ou coração de nêgo, e está entre a 12 mais utilizadas na arborização urbana da Cidade do Recife (BIONDI, 1985).

Para o estudo foram selecionados 20 indivíduos, dez em cada área; a área mais poluída está localizada na Avenida Mascarenhas de Moraes, uma importante via de ligação entre o centro da Cidade do Recife e o Aeroporto Internacional dos Guararapes Gilberto Freyre e a outra área, considerada menos poluída, foram ruas no entorno da lagoa do Araújo, caracterizadas por apresentar um reduzido tráfego (Figura 3).

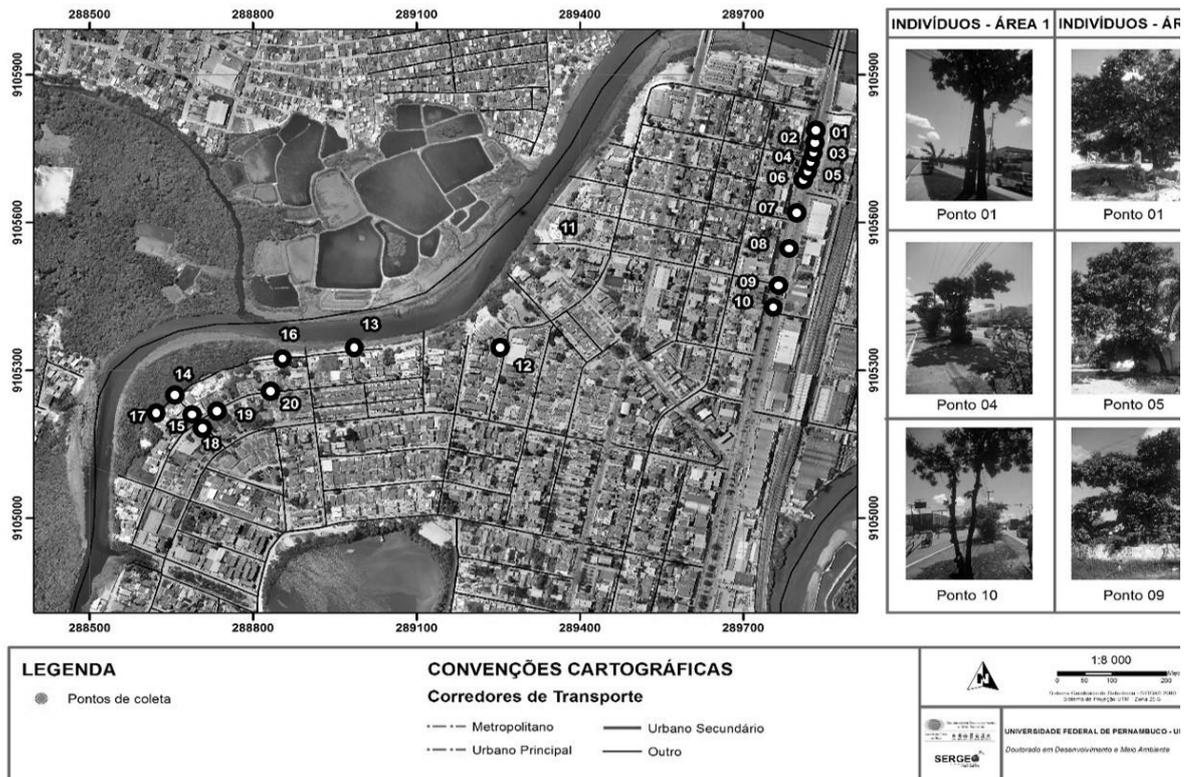


Figura 2. Mapa de localização das áreas selecionadas para o estudo, com identificação dos locais de coleta das amostras de cada indivíduo da espécie *Terminalia catappa* L. na Cidade do Recife, Estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. Mapa: Oliveira (2015). Imagem: Costa et al. (2015).

Para as análises dos parâmetros morfoanatômicos foram coletadas 10 folhas maduras (localizadas após o quinto nó), sem danos visíveis; estas folhas estavam totalmente expostas ao sol em cada uma dos 20 indivíduos de *Terminalia catappa*. Para que não houvesse influência entre os indivíduos, as plantas distavam 10 m ou mais entre elas.



Figura 3. Diferenças ambientais e na intensidade do tráfego automotivo nos locais de coleta. A. Avenida Mascarenhas de Moraes; B. Rua Renato Silva no entorno da Lagoa do Araçá; ambas no bairro da Imbiribeira, Recife, Pernambuco. Fotos: Adaptada de Costa (2015).

O material foi levado ao Laboratório de Fitomorfologia Funcional (LAFF) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) e as folhas foram digitalizadas em *scanner* de mesa para análise da estrutura morfológica e medição da área total, comprimento e largura da lâmina foliar. Em seguida, cinco folhas de cada indivíduo foram pesadas para obtenção do peso da massa fresca e, posteriormente, levadas para a secagem em estufa à 30°C. Após três dias, as amostras foram retiradas da estufa e pesadas para obtenção das medidas de peso da massa seca, a quantidade de água foi obtida através da subtração entre os pesos de massa fresca e seca.

Lâminas histológicas semipermanentes foram confeccionadas com três folhas de cada indivíduo; para análise dos caracteres anatômicos, a preparação das lâminas seguiu protocolos usuais em anatomia vegetal (JOHANSEN, 1940).

Após a confecção das lâminas com secções transversais e paradérmicas das folhas foram obtidas imagens digitais com câmera CCD Sony acoplada ao microscópio óptico Olympus. As medidas foram analisadas nas imagens digitais utilizando o programa *Image Tool* (WILCOX et al., 2002). Cada parâmetro anatômico foi analisado em cinco repetições, totalizando n=150, para cada área de estudo, com exceção do número de drusas, que foi obtido em uma secção por folha, totalizando n=30 para cada área de estudo.

Os parâmetros anatômicos analisados foram: densidade de células fundamentais da epiderme (número de células por mm⁻²), em ambas as faces da epiderme, comprimento polar dos estômatos (µm), densidade estomática (número de estômatos por mm⁻²) na face abaxial, em função da espécie ser hipoestomática, densidade de tricomas (número de tricomas por mm⁻²) na face abaxial, em função da espécie apresentar tricomas apenas na face inferior da folha, espessura da cutícula e das células da epiderme nas faces adaxial e abaxial, espessura do mesofilo, espessura e número de camadas dos parênquimas paliádico e esponjoso, espessura foliar total, número de cristais na região do feixe vascular da nervura mediana principal da folha.

Para verificar a existência de diferença significativa entre os caracteres avaliados nos indivíduos das duas áreas estudadas foi utilizada a análise de comparação de médias teste tukey ($P \leq 0,05$) com o *software* BioEstat (AYRES et al., 2007).

Para obtenção das imagens da ortofocarta Recife e dados LiDar foram utilizados os dados do voo aerofotogramétrico contratado pela Prefeitura da Cidade do Recife, realizado entre os anos de 2013 e 2014, de acordo com as especificações técnicas do “Termo de Referência para a contratação dos serviços de engenharia para Cobertura Aerofotogramétrica, Perfilamento Laser Aerotransportado, obtenção de polígonos em 2D e 3D e restituição estereofoto-gramétrica na cidade de Recife”. Estas foram imageadas com uma câmera aérea Trimble X4, com os quatro corpos com câmera integrada P65 mais quatro sensores e Apo-DigiTar.

Resultados

A espécie estudada é uma árvore com copa densa e folhas grandes, podendo atingir até 45m de altura, oferecendo sombra e proteção contra os raios solares, amenizando a temperatura sob sua copa e suas proximidades, além de apresentar queda sazonal de suas folhas, contribuindo para a retirada de material particulado do ar que ficou acumulado na superfície.

Foi encontrado diferença significativa nos parâmetros área total (mais poluída= 220,26, menos poluída= 249,08) e largura da lâmina foliar (mais poluída= 13,62, menos poluída= 14,75), para estes parâmetros os indivíduos da área -P apresentaram os maiores valores (Figura 4A-B).

Os indivíduos analisados não apresentaram diferença significativa entre os pesos de massa fresca (mais poluída= 36,67, menos poluída= 40,18) e seca (mais poluída= 13,83, menos poluída= 14,18), contudo a quantidade de água na folha foi maior nos indivíduos da área menos poluída (-P).

Com relação aos parâmetros anatômicos avaliados na folha de *T. catappa*, foi encontrada diferença significativa, para ambas as faces da epiderme, na densidade das células fundamentais, na densidade de estômatos na face abaxial da epiderme, na densidade e índice de tricomas na face abaxial da epiderme, na espessura e número de camadas do parênquima paliçádico, e no número de cristais (COSTA et al., 2015).

Neste estudo não observamos alteração no grau de undulação das paredes anticlinais da epiderme, em ambas as faces. A espécie é hipoestomática, ou seja, possuem estômatos apenas na face abaxial. A densidade de estômatos (mais poluída= 465,78, menos poluída= 419,39) mostrou diferença significativa para *T. catappa*, com maiores valores médios para a área mais poluída (Figura 4C-D).

Os tricomas encontrados são do tipo tector, e estão presentes apenas na face abaxial, e sua ocorrência é predominantemente, sobre a região das nervuras, e a maior densidade destes ocorre na região da nervura principal (Figura 4E-F). A maior densidade (mais poluída= 1,00, menos poluída= 3,07) e o índice de tricomas (mais poluída= $0 \pm 0,001$, menos poluída= $0 \pm 0,002$) ocorreu nas folhas dos indivíduos da área menos poluída.

Em vista transversal das folhas de *T. catappa*, foram encontrados maiores valores médios para espessura do parênquima paliçádico nos indivíduos da área +P (mais poluída= 86,72, menos poluída= 80,51), apesar de haver um maior número de camadas deste parênquima nos indivíduos da área menos poluída (Figura 4G-H).

Foram encontradas drusas nas folhas dos indivíduos das duas áreas estudadas, porém uma maior quantidade destes cristais foi contabilizada nas folhas dos indivíduos a área mais poluída (mais poluída= 132,77, menos poluída= 93,37) (Figura 4I-L). Estes cristais ocorrem na região do mesofilo e da nervura principal, com predominância neste último.

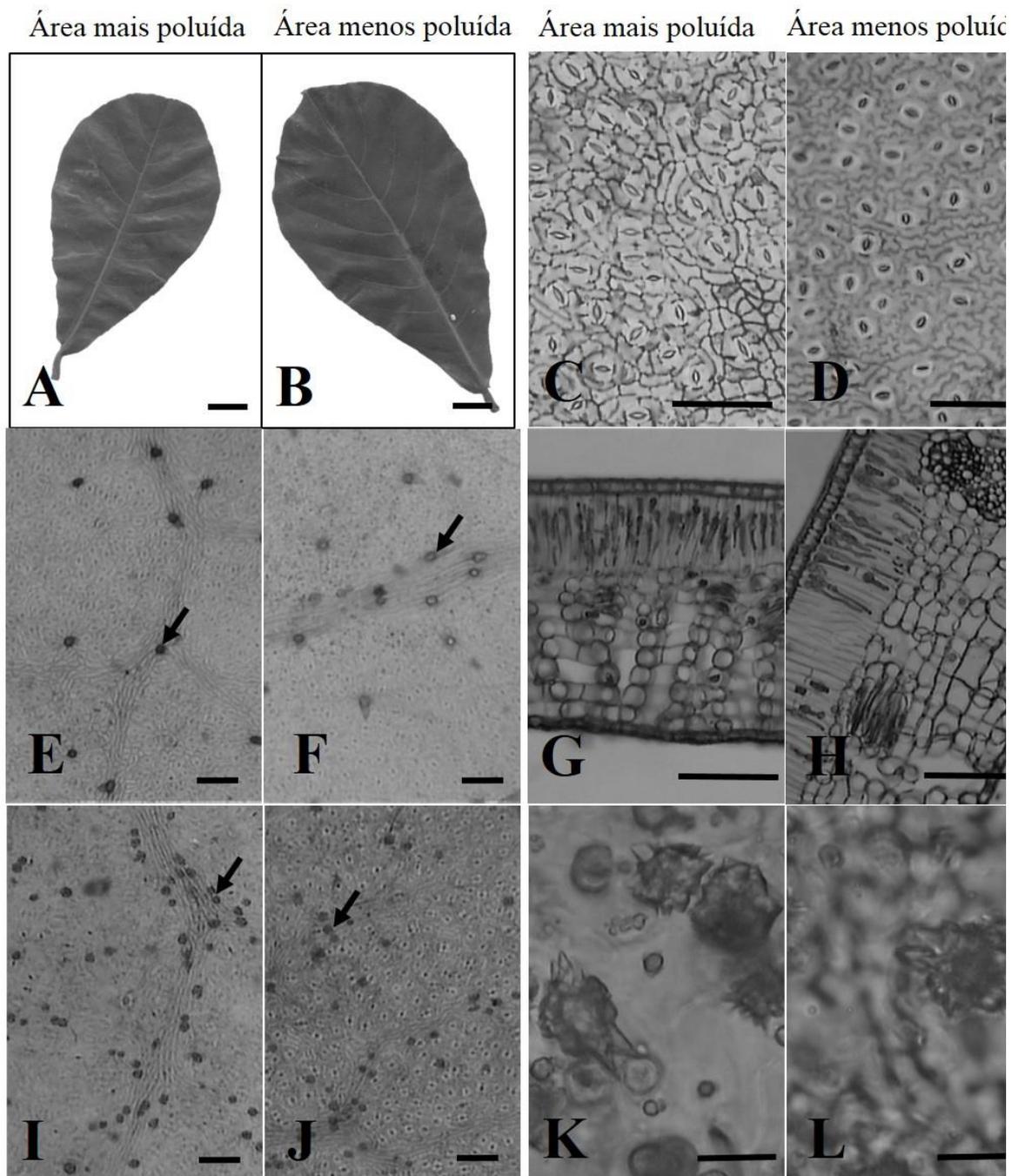


Figura 4. Morfoanatomia de folhas de *Terminalia catappa* L. (Combretaceae). A. Folha da área mais poluída; B. Folha da área menos poluída; C-D. Diferença na densidade estomática entre as áreas mais (C) e menos poluída (D); E-F. Diferença na densidade de tricomas entre as áreas mais (E) e menos poluída (F), “setas” apontando cicatrizes de tricomas na face abaxial da epiderme; G-H. Mesófilo em folhas da área mais (G) e menos poluída (H); I-J. Diferença na densidade de cristais entre as áreas mais (I) e menos poluída (J), “setas” apontando cristais; K-L. Cristais (drusas) em folhas das áreas mais (K) e menos poluída (L). Barras: A-B = 3cm; C-J = 100 μ m; K-L = 20 μ m.

Implicações ecológicas

Vários estudos mencionam alteração nos dados quantitativos da morfologia externa de folhas em decorrência da elevada exposição à poluição atmosférica (BALASOORIYA et al., 2009; KARDEL et al., 2010, KHAVANIN ZADEH et al., 2013).

Os resultados de Alves et al. (2008) para a área total e o comprimento foliar, os de Verma e Singh (2006) para a área foliar, e os de Sharma et al. (1980) para comprimento do limbo foliar, foram os mesmo que os nossos, maiores dimensões para as folhas dos indivíduos estabelecidos na área com menor poluição atmosférica.

Estes resultados indicam que ocorre um menor desenvolvimento das folhas, e conseqüente redução de sua biometria, em ambientes com maiores níveis de poluição atmosférica. Isto mostra que os caracteres relativos à morfologia externa das folhas podem ser utilizados como bioindicadores da poluição atmosférica, visto que são sensíveis ao aumento nos níveis de poluição.

O fato de haver diferença na densidade das células fundamentais, sem alterar o índice de células, confirmando não haver alteração do número de células que se diferenciam neste tipo de células, é explicado pela redução da área foliar nos locais com maiores níveis de poluição. Este fato confirma que a poluição do ar não influenciou a quantidade destas células produzidas nas folhas dos indivíduos estabelecidos em áreas com maior ou menor grau de poluição.

Ogunkunle et al. (2013) reportam uma redução no grau de undulação (sinuosidade) nas paredes anticlinais das células da epiderme em folhas sob maior influência de poluição atmosférica; este aspecto não foi verificado em *T. catappa*. Também não foi encontrada diferença significativa no comprimento polar (comprimento longitudinal) dos estômatos da espécie estudada, corroborando os resultados de Meerabi et al. (2012), indicando que estes caracteres não funcionam como bioindicadores de poluição atmosférica.

Uma maior densidade estomática em folhas de locais com maiores níveis de poluição é um caractere encontrado em diversos estudos (PAL et al., 2002; VERMA e SINGH, 2006; ALVES et al., 2008; BALASOORIYA et al., 2009; KARDEL et al., 2010). Este comportamento pode ser considerado uma estratégia para reduzir a temperatura interna das folhas em áreas mais poluídas, onde a temperatura é geralmente mais elevada. Segundo Beerling et al. (2001), este é um mecanismo encontrado nas plantas, desde as eras mais remotas, que cresciam sob elevadas temperaturas.

Os parâmetros relacionados aos estômatos são diretamente afetados pela poluição atmosférica, visto que estas estruturas são responsáveis pelas trocas gasosas nas plantas, fato confirmado por Balasooriya et al. (2009), que considera um dos parâmetros mais promissores em relação as respostas das plantas quanto a qualidade do ar atmosférico.

A diferença significativa encontrada para o índice de tricomas indica que a poluição, possivelmente, inibiu a diferenciação desta estrutura nas folhas dos indivíduos estabelecidos na área mais poluída. Resultados similares foram encontrados por Ogunkunle et al. (2013), enquanto resultados contrários são mencionados por Sharma e Butler (1975), Garg e Varshney (1980) e Pal et al. (2002).

A simples presença de tricomas em espécies vegetais utilizadas na arborização urbana é apontado como um caractere vantajoso, visto que estas estruturas auxiliam na captura de material particulado do ar (DE NICOLA et al., 2008; MITCHELL et al., 2010; KARDEL et al., 2011).

Alguns autores mencionam alterações na espessura da cutícula como resultado da interação das plantas com a poluição atmosférica, visto que esta é a primeira camada a entrar em contato com o ar (PAL et al., 2002; KARDEL et al., 2010), contudo tal comportamento não foi encontrado neste estudo.

Diferença significativa na espessura do parênquima paliçádico entre indivíduos estabelecidos nas áreas com maior e menor poluição atmosférica também foi relatado por Alves et al. (2008). Contudo,

estes autores encontraram maiores valores médios para os indivíduos estabelecidos na área com menor poluição atmosférica.

Uma maior quantidade de cristais em folhas de plantas estabelecidas em áreas com maiores níveis de poluição também foi encontrada por Alves et al. (2008). Isto sugere existir uma influência dos poluentes atmosféricos na formação destes cristais, intimamente relacionada com a acumulação de íons em grande quantidade. Este comportamento é mais facilmente observado nas folhas.

Considerações finais

A espécie em estudo, *Terminalia catappa*, apresentou diferença significativa para a área e a largura foliar, assim como para os parâmetros densidade estomática, índice e densidade de tricomas, espessura do parênquima paliádico e número de cristais.

Esses caracteres podem ser utilizados como bioindicadores de poluição atmosférica em *T. catappa*, confirmando que a utilização desta espécie é uma boa alternativa para a arborização urbana em áreas com intenso tráfego de automóveis. Esta planta apresenta um elevado potencial para a redução dos efeitos dos poluentes atmosféricos, reduzindo os riscos de doenças respiratórias e melhorando o conforto térmico para a população que reside e/ou trabalha no entorno nas áreas onde elas estejam estabelecidas.

Estudos adicionais com outras espécies estabelecidas em áreas urbanas estão sendo desenvolvidos pelos autores no Grupo de Pesquisa do CNPq “Fitomorfologia Funcional e Interações Antrópica-FITANTROP” da Universidade Federal Rural de Pernambuco-UFRPE, com a participação de pesquisadores e pós-graduandos do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente-PRODEMA da Universidade Federal de Pernambuco-UFPE.

Referências

AL-DABBOUS, A.N.; KUMAR, P. The influence of roadside vegetation barriers on airborne nanoparticles and pedestrians exposure under varying wind conditions. **Atmospheric Environment**, v. 90, p. 113-124. 2014.

ALMEIDA, A.R.; ZEM, L.M.; BIONDI, D. Relação Observada Pelos Moradores da Cidade de Curitiba-PR Entre a Fauna e Árvores Frutíferas. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v.4, n.1, p.3-20, 2009.

ALVES, E.S.; TRESMONDI, F.; LONGUI, E.L. Leaf anatomy of *Eugenia uniflora* L. (Myrtaceae) in urban and rural environments, São Paulo State, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, p. 241-248. 2008.

ANHAIA, T.R.S.; CARVALHO, S.M. Arborização Urbana na Cidade de Ponta Grossa-PR: Uma Abordagem Sócio-Ambiental. **Revista Geográfica de América Central**, número especial EGAL, pp. 1-15, 2011.

ARAÚJO, J.L.O.; ARAÚJO, A.C.; ARAÚJO, A.C. Percepção Ambiental dos Residentes do Bairro Presidente Médici em Campina Grande-Pb, no Tocante à Arborização Local. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 5, n. 2, p. 67-81, 2010.

AYRES, M.; AYRES JÚNIOR, M.A.; AYRES, D.L.; SANTOS, A.A.S. **BioEstat: Aplicações Estatísticas nas Áreas das Ciências BioMédicas**. Belém, Pará. 2007.

AZUAGA, D. **Danos ambientais causados por veículos leves no Brasil**. Tese de mestrado em Planejamento Energético-UFRJ. 2000. 168p.

BALASOORIYA, B.L.W.K.; SAMSON, R.; MBIKWA, F.; VITHARANA, U.W.A.; BOECKX, P.; VAN MEIRVENNE, M. Biomonitoring of urban habitat quality by anatomical and chemical leaf characteristics. **Environmental and Experimental Botany**, v. 65, p. 386-394, 2009.

BECKETT, K.P.; FREER-SMITH, P.H.; TAYLOR, G., Particulate pollution capture by urban trees: effect of species and wind speed. **Global Change Biology**, v. 6, p. 995-1003, 2000.

BEERLING, D.J.; OSBORNE, C.P.; CHALONE, W.G. Evolution of leaf-form in land plants linked to atmospheric CO₂ decline in the Late Paleozoic era. **Nature**, v. 410, p. 352-354. 2001.

BENINI, S.M.; MARTIN, E.S. Decifrando as Áreas Verdes Públicas. **Revista Formação**, v. 2, n. 17, p. 63-80, 2011.

BIONDI, D. 1985. **Diagnóstico da Arborização de Ruas da Cidade do Recife**. Dissertação de mestrado do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná.

BRAGA, A.; BÖHM, G.M.; PEREIRA, L.A.A.; SALDIVA, P. Poluição atmosférica e saúde humana. **Revista USP**, n. 51, p. 58-71, 2001.

BRIGGS, D.J.; DE HOOGH, C.; GULLIVER, J.; WILLS, J.; PAUL, E.; SIMON, K.; KIRSTY, S. A regression-based method for mapping traffic-related air pollution: application and testing in four contrasting urban environments. **The Science of the Total Environment**, v. 253, p. 151-167, 2000.

BRILHANTE, O.M. Gestão e Avaliação da Poluição, Impacto e Risco na Saúde Ambiental. In: BRILHANTE, O.M.; CALDAS, L.Q.A. (Coord.). **Gestão e avaliação de risco em saúde ambiental** [online], 1999. pp. 19-75. Disponível em: <http://books.scielo.org/id/ffk9n/pdf/brilhante-9788575412411-03.pdf>. Acesso: 17 jun 2015.

BRUN, F. G. K; LINK, D.; BRUN, E. J. O Emprego da Arborização na Manutenção da Biodiversidade de Fauna em Áreas Urbanas. **Revista Da Sociedade Brasileira De Arborização Urbana**, v. 2, n. 1, p. 117-127, 2007.

CARVALHO, J.S.; ARAUJO, R.L.C.; SILVA, C.A.; BASÍLIO, C.M. Avaliação de Conforto Térmico Urbano, com Base em Dados de Temperatura – Um Estudo de Caso na Cidade de Manaus. **Scientia Amazonia**, v. 3, n.1, 65-74, 2014.

CHAUHAN, A. Photosynthetic pigment changes in some selected trees induced by automobile exhaust in Dehradun, Uttarakhand. **New York Science Journal**, v. 3, n. 2, p. 45-51, 2010.

CHEN, L.; LIU, C.; ZOU, R.; YANG, M.; ZHANG, Z. Experimental examination of effectiveness of vegetation as bio-filter of particulate matters in the urban environment. **Environmental Pollution**, v. 208, p. 1-11, 2015.

CHIQUELTO, S.L.; SANTOS, M.P.S. Methodology for assessment of the atmospheric pollution caused by road traffic in urban areas. **The Science of the Total Environment**, v. 134, p. 21-29, 1993.

COSTA, D.F. da; SILVA, H.R.; PERES, L. de F. Identificação de Ilhas de Calor na Área Urbana de Ilha Solteira - SP através da Utilização de Geotecnologias. **Revista Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 5, p. 974-985. 2010.

COSTA, V.B.S.; SILVA, W.M.S.; ALMEIDA, G.M.A.; FERREIRA, M.H.G.; OLIVEIRA, T.H.; GALVÍNCIO, J.D.; PIMENTEL, R.M.M. Influência da Poluição Atmosférica em *Terminalia catappa* L. em Áreas Urbanizadas. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 08, n. 02, p. 236-252, 2015.

DELEGIDO, J.; WITTENBERGHEB, S.V.; VERRELSTA, J.; ORTIZ, V.; VEROUSTRAETEB, F.; VALCKEC, R.; SAMSON, R.; RIVERA, J.P.; TENJO, C.; MORENO, J. Chlorophyll content mapping of urban vegetation in the city of Valencia based on the hyperspectral NAOC index. **Ecological Indicators**, v. 40, n. 34-42, 2014.

DE NICOLA, F.; MAISTO, G.; PRATI, M.V.; ALFANI, A. Leaf accumulation of trace elements and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in *Quercus ilex* L. **Environmental Pollution**, v. 153, p. 376-383. 2008.

DRUMM, F.C.; GERHARDT, A.E.; FERNANDES, G.D.; CHAGAS, P.; SUCOLOTTI, M.S.; KEMERICH, P.D.C. Poluição atmosférica proveniente da queima de combustíveis derivados do petróleo em veículos automotores. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 18, p. 66-78. 2014.

DUCHIADE, M.P. Poluição do Ar e Doenças Respiratórias: Uma Revisão. **Caderno de Saúde Pública**, v. 8, n. 3, p. 311-330, 1992.

ESTRADA, M. A.; CORIOLANO, R. E.; SANTOS, N. T.; CAIXEIRO, L. R.; VARGAS, A. D.; ALMEIDA, F. S. Influência de Áreas Verdes Urbanas sobre a Mirmecofauna. **Floresta e Ambiente**, v. 21, n. 2, p. 162-169, 2014.

FALLA, J.; LAVAL-GILLY, P.; HENRYON, M.; MORLOT, D.; FERARD, J.F. Biological air quality monitoring: a review. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 64, n. 3, p.627-644, 2000.

FORT, M.; GRIMALT, J.O.; QUEROL, X.; CASAS, M.; SUNYER, J. Evaluation of atmospheric inputs as possible sources of antimony in pregnant women from urban áreas. **Science of the Total Environment**, v. 544, p. 391-399, 2016.

GARG, K.K.; VARSHNEY, C.K. Effect of air pollution on the leaf epidermis at the submicroscopic level. **Experientia**, v. 36, p. 1364-1366. 1980.

GOUVEIA, N.; MENDONÇA, G.A.S.; LEON, A.P.; CORREIA, J.E.M.; FREITAS, C.U.; DAUMAS, R.P.; MARTINS, L.C.; GIUSSEPE, L.; CONCEIÇÃO, G.M.S.; MANERICH, A.; CUNHA-CRUZ, J. Poluição do ar e efeitos na saúde nas populações de duas grandes metrópoles brasileiras. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, v. 12, n. 1, p. 29-40, 2013.

GRAVANO, E.; GIULIETTI, V.; DESOTGIU, R.; BUSSOTTI, F.; GROSSONI, P.; GEROSA, G. Foliar response of an *Ailanthus altissima* clone in two sites with different levels of ozone pollution. **Environmental Pollution**, v. 121, n.1, p. 137-146, 2003.

GUARIEIRO, L.L.N.; VASCONCELLOS, P.C.; SOLCIB, M.C. Poluentes Atmosféricos Provenientes da Queima de Combustíveis Fósseis e Biocombustíveis: Uma Breve Revisão. **Revista Virtual de Química**, v. 3, n. 5, p. 434-445, 2011.

HOFMAN, J.; BARTHOLOMEUS, H.; CALDERS, K.; WITTENBERGHE, S. V.; WUYTS, K.; SAMSON, R. On the relation between tree crown morphology and particulate matter deposition on urban tree leaves: A ground-based LiDAR approach. **Atmospheric Environment**, v. 99, p. 130-139, 2014.

HONOUR, S.L.; BELL, J.N.B.; ASHENDEN, T.W.; CAPE, J.N.; POWER, S.A. Responses of herbaceous plants to urban air pollution: Effects on growth, phenology and leaf surface characteristics. **Environmental Pollution**, v. 157, n.4, p. 1279-1286, 2009.

HUANG, Y.; ZHAO, Y.; LI, S.; VON GADOWDA, K. The Effects of habitat area, vegetation structure and insect richness on breeding bird populations in Beijing urban parks. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 14, p. 1027–1039, 2015.

HUFF, F.A. Relation between Atmospheric Pollution, Precipitation, and Streamwater Quality near a Large Urban-Industrial Complex. **Water Research**, v. 10, p. 945-953, 1976.

IBGE, 2015. Disponível: <http://www.ibge.gov.br/estadosat/perfil.php?sigla=pe>. Acesso: 15 jun. 2015.

IDILFITRI, S.; MOHAMAD, N. H. N. Role of Ornamental Vegetation for Birds' habitats in Urban Parks: Case study FRIM, Malaysia. **Procedia - Social and Behavioral Sciences**, v. 68, p. 894 – 909, 2012.

JANHÄLL, S. Review on urban vegetation and particle air pollution e Deposition and dispersion. **Atmospheric Environment**, v. 105, 130-137, 2015.

JIN, S.; GUO, J.; WHEELER, S.; KAN, L.; CHE, S. Evaluation of impacts of trees on PM_{2.5} dispersion in urban streets. **Atmospheric Environment**, v. 99, p. 277-287, 2014.

JOHANSEN, D.A., 1940. **Plant Microtechnique**. New York: McGraw-Hill Book Co. Inc..

KARDEL, F.; WUYTS, K.; BABANEZHAD, M.; VITHARANA, U. W. A.; WUYTACK, T.; POTTERS, G.; SAMSON, R. Assessing urban habitat quality based on specific leaf area and stomatal characteristics of *Plantago lanceolata* L. **Environmental Pollution**, v. 158, p. 788-794. 2010.

KARDEL, F., WUYTS, K., MAHER, B.A., HANSARD, R., SAMSON, R. Leaf saturation isothermal remanent magnetization (SIRM) as a proxy for particulate matter monitoring: inter-species differences and in-season variation. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 29, p. 5164-5171, 2011.

KHAVANIN ZADEH, A.R.; VEROUSTRAETE, F.; WUYTS, K.; KARDEL, F.; SAMSON, R. Dorsio-ventral leaf reflectance properties of *Carpinus betulus* L.: an indicator of urban habitat quality. **Environmental Pollution**, v. 162, p. 332-337. 2012.

KHAVANIN ZADEH, A.R.; VEROUSTRAETE, F.; BUYTAERT, J.A.N.; DIRCKX, J.; SAMSON, R. Assessing urban habitat quality using spectral characteristics of *Tilia* leaves. **Environmental Pollution**, v. 178, p. 7-14. 2013.

KHODAKARAMI, J.; GHOBADI, P. Urban pollution and solar radiation impacts. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 57, p. 965-976, 2016.

LIRA FILHO, J. A.; MEDEIROS, M. A. S. Impactos adversos na avifauna causados pelas atividades de arborização urbana. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 6, n. 2, p. 375-390, 2006.

LIU, L.; GUAN, D.; PEART, M.R.; WANG, G.; ZHANG, H.; ZHIWEI, L. The dust retention capacities of urban vegetation - a case study of Guangzhou, South China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, p. 6601-6610, 2013.

LOMBARDO, M. **Ilha de calor nas metrópoles**. São Paulo: Hucitec, 1985.

LORA, E.S.; TEIXEIRA, F.N. Energia e meio ambiente. In: MARQUES, M. C. S.; HADDAD, J.; MARTINS, A.R.S. (Coord). **Conservação de energia: eficiência energética de instalações e equipamentos**. Itajubá, MG: FUPA, pp. 43-128. 2001.

MARTINI, A.; BIONDI, D.; BATISTA, A.C.; ZAMPRONI, K. A periodicidade diária do índice de conforto térmico na arborização de ruas de Curitiba-PR. **Scientia Plena**, v. 9, n. 5, p. 1-9. 2013.

MARTINS, A.P.G. **Cascas de árvores como biomonitorios da poluição atmosférica de origem veicular em parques urbanos da cidade de São Paulo**. Tese (Faculdade de Medicina). Universidade de São Paulo. 2009.

MARTUZEVICIUSA, D.; KLIUCININKASA, L.; PRASAUSKASA, T.; KRUGLYA, E.; KAUNELIENEA, V.; STRANDBERGB, B. Resuspension of particulate matter and PAHs from street dust. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 2, p. 310-317, 2011.

MEERABAI, G.; VENKATA RAMANA, C.; RASHEED, M. Effect of air pollutants on leaves of pigeon pea, a pulse crop of Fabaceae growing in the vicinity of a silicon industry. **World Rural Observations**, v. 4, p. 19-21. 2012.

MITCHELL, R.; MAHER, B.A.; KINNERSLEY, R. Rates of particulate pollution deposition onto leaf surfaces: temporal and inter-species magnetic analyses. **Environmental Pollution**, v. 158, p. 1472-1478. 2010.

MMA. 2016a. Ministério do Meio Ambiente. Disponível: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar>>. Acesso: 28 abr. 2016. 2016.

MMA. 2016b. Ministério do Meio Ambiente. Disponível: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legipesq.cfm?tipo=3&numero=&ano=&texto=emiss%C3%A3o+de+poluentes>>. Acesso: 25 abr 2016.

NOWAK, D.J.; DANIEL, E.C.; STEVENS, J.C. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. **Urban For Urban Green**, v. 4, p. 115-123, 2006.

NOTH, S.; HAMMONDA, K.; BIGING, G.S.; TAGER, I.B. Mapping and modeling airborne urban phenanthrene distribution using vegetation biomonitoring. **Atmospheric Environment**, v. 77, p. 518-524, 2013.

NUCCI, J.C. **Qualidade ambiental e adensamento urbano: um estudo de ecologia e planejamento da paisagem aplicado ao distrito de Santa Cecília (MSP)**. 2ª ed. Curitiba: O Autor, 2008. 150p.

OGUNKUNLE, C.O.; ABDULRAHAMAN, A.A.; FATOBA, P.O. Influence of cement dust pollution on leaf epidermal features of *Pennisetum purpureum* and *Sida acuta*. **Environmental and Experimental Biology**, v. 11, p. 73-79. 2013.

OLMO, N.R.S.; PEREIRA, L.A.A. Poluição Atmosférica e Exposição Humana: a Epidemiologia Influenciando as Políticas Públicas. **Revista de Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 6, n. 2, p. 27-36, 2011.

OLIVEIRA, T.H. de; DANTAS, J.G.; GALVÍNCIO, J.D. PIMENTEL, R.M.M.; BOTLER, M. Análise da Variação Espaço-Temporal das Áreas Verdes e da Qualidade Ambiental em Áreas Urbanas, Recife-PE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 07, n. 06, p. 1196-1214. 2014.

OLIVEIRA, T.H. de; GALVÍNCIO, J.D. PIMENTEL, R.M.M.; SILVA, B.B. Uso e Cobertura do Solo e Seus Efeitos na Distribuição da Temperatura de Superfície em Área Urbana. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 06, n. 06, p. 1598-1616. 2013.

PAL, A.; KULSHRESHTHA, K.; AHMAD, K.J.; BEHL, H.M. Do leaf surface characters play a role in plant resistance to auto-exhaust pollution? **Flora**, v. 197, p. 47-55. 2002.

PIRAINO, F.; AINA, R.; PALIN, L.; PRATO, N.; SGORBATI, S.; SANTAGOSTINO, A.; CITTERIO, S. Air quality biomonitoring: assessment of air pollution genotoxicity in the province of Novara (North Italy) by using *Trifolium repens* L. and molecular markers. **Science of the Total Environment**, v. 372, n.1, p. 350-359, 2006.

PIVETTA, K.F.L.; SILVA FILHO, D.F. **Arborização urbana**. Boletim acadêmico: série arborização urbana. UNESP/FCAV/FUNEP, 2002, 74p.

QIU, Y.; GUAN, D.S.; SONG, W.W.; HUANG, K.Y. Capture of heavy metals and sulfur by foliar dust in urban Huizhou, Guangdong Province. **China Chemosphere**, v. 75, p. 447-452, 2009.

RAKOWSKA, A.; WONG, K.C.; TOWNSEND, T.; CHAN, K.L.; WESTERDAHL, D.; NG, S.; MOČNIK, G.; DRINOVEC, L.; NING, Z. Impact of traffic volume and composition on the air quality and pedestrian exposure in urban street canyon. **Atmospheric Environment**, v. 98, p. 260-270, 2014.

RAM, S.S.; KUMARB, R.V.; CHAUDHURIC, P.; CHANDAD, S.; SANTRAE, S.C.; SUDARSHANA, M.; CHAKRABORTYA, A. Physico-chemical characterization of street dust and re-suspended dust on plant canopies: An approach for finger printing the urban environment. **Ecological Indicators**, v. 36, p. 334-338, 2014.

ROMERMANN, B.M.; KIRCHNER, M.; KUDERNATCH, T.; JAKOBI, G.; FISCHER, A. Changed vegetation composition in coniferous forest near motorways in southern Germany: the effects of traffic-born pollution. **Environmental Pollution**, v. 143, n.3, p. 572-581, 2006.

ROPPA, C.; FALKENBERG, J.R.; STANGERLIN, D.M.; BRUN, F.G.K.; BRUN E.J.; LONGHI, S.J. Diagnóstico da percepção dos moradores sobre a arborização urbana na vila estação colônia – bairro Camobi, Santa Maria-RS. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 2, n. 2, p. 11-30, 2007.

SÆBØ, A.; POPEK, R.; NAWROT, B.; HANSLIN, H.M.; GAWRONSKA, H.; GAWRONSKI, S.W. Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces. **Science of the Total Environment**, v. 427, p. 347-354, 2012.

SANCHÉZ-CHARDI, A. Biomonitoring potential of five sympatric *Tillandsia* species for evaluating urban metal pollution (Cd, Hg and Pb). **Atmospheric Environment**, v. 131, p. 352-359, 2016.

SCHOEN, C.; POVALUK, M. Parques urbanos: uma visão ambiental e social na microbacia do Rio Serrinha. **Revista Interdisciplinar Saúde e Meio Ambiente**, v. 1, n. 2, p. 16-25, 2012.

SCHUCH, M.I.S. **Arborização Urbana: uma contribuição à qualidade de vida com uso de geotecnologias**. Dissertação de Mestrado (Tecnologia da Geoinformação), Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, 2006. 101p.

SHARMA, G.K.; CHANDLER, C.; SALEMI, L. Environmental Pollution and Leaf Cuticular Variation in Kudzu (*Pueraria lobate* Willd.). **Annals of Botany**, v. 45, p. 77-80, 1980.

SHARMA, G.K.; BUTLER, J. Environmental Pollution: Leaf Cuticular Patterns in *Trifolium pratense* L. **Annals of Botany**, v. 39, p. 1087-1090, 1975.

SILVEIRA, J.A.R. Produção e apropriação das bordas intraurbanas em uma cidade de porte médio, João Pessoa, Paraíba, Brasil. **Relatório técnico-científico**. PNPD/CAPES/UFPB. Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo. 2014. 98p.

SIMON, E.; BRAUN, M.; VIDIC, A.; BOGYÓ, D.; FÁBIÁN, I.; TÓTHMÉRÉSZ, B. Air pollution assessment based on elemental concentration of leaves tissue and foliage dust along an urbanization gradient in Vienna. **Environmental Pollution**, v. 159, p. 1229-1233, 2011.

SIMON, E.; BARANYAI, E.; BRAUN, M.; CSERHÁTI, C.; FÁBIÁN, I.; TÓTHMÉRÉSZ, B. Elemental concentrations in deposited dust on leaves along an urbanization gradient. **Science of the Total Environment**, v. 490, p. 514-520, 2014.

SMITH, W.H. Removal of atmospheric particulates by urban vegetation: implications for human and vegetative health The Yale. **Journal of Biology Medicine**, v. 50, p. 185-197, 1977.

SOUZA, M.C.C.; AMORIM, M.C.C.T. A problemática ambiental e o verde urbano. **Cidades Verdes**, v. 01, n. 01, p. 29-43, 2013.

SPOSITO, M.E.B. **Capitalismo e Urbanização**. Coleção Repensando a Geografia. São Paulo: Contexto, 2004. pp. 50-60.

STEFFENS, J.T.; WANG, I.J.; ZHANG, K.M. Exploration of effects of a vegetation barrier on particle size distributions in a near-road environment. **Atmospheric Environment**, v. 50, p. 120-128, 2012.

SUSCA, T.; GAFFIN, S.R.; DELL'OSSO, G.R. Positive effects of vegetation: Urban heat island and green roofs. **Environmental Pollution**, v. 159, p. 2119-2126, 2011.

TEJAS, G.T.; AZEVEDO, M.G.F.; LOCATELLI, M. A Influência de Áreas Verdes no Comportamento Higrotérmico e na Percepção Ambiental do Cidadão em Duas Unidades Amostrais no Município de Porto Velho, Rondônia, Brasil. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 6, n. 4, p. 15-34, 2011.

TESTA, J.F. A poluição atmosférica por veículos automotores na Região Metropolitana de São Paulo: causas e impactos. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental Santa Maria**, v. 19, n. 2, p. 1209-1221, 2015.

TOMAŠEVIĆ, M.; ANIČIĆ, M. Trace element content in urban tree leaves and SEM-EDAX characterisation of deposited particles. **Facta Universitatis Series Phys Chem Technol.**, v. 8, p. 1-13, 2011.

TONG, Z.; BALDAUF, R.W.; ISAKOV, V.; DESHMUKHD, P.; ZHANG, K.M. Roadside vegetation barrier designs to mitigate near-road air pollution impacts. **Science of the Total Environment**, v. 541, p. 920-927, 2016.

VEREMCHUK, L.V.; YANKOVA, V.I.; VITKINA, T.I.; NAZARENKO, A.V.; GOLOKHAVSTI, K.S. Urban air pollution, climate and its impact on asthma morbidity. **Asian Pacific Journal of Tropical Biomedicine**, v. 6, n. 1, p. 76-79, 2016.

VERMA, A.; SINGH, S. Biochemical and ultrastructural changes in plant foliage exposed to auto-pollution. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 120, p.585-602, 2006.

VISKARI, E.L.; HOLOPAINEN, T.; KARENLAMPI, L. Responses of spruce seedlings (*Picea abies*) to exhaust gas under laboratory conditions II: ultrastructural changes and stomatal behaviour. **Environmental Pollution**, v. 107, n.1, p. 99-107. 2000.

WEBER, F.; KOWARIK, I.; SAEUMEL, I. Herbaceous plants as filters: immobilization of particulates along urban street corridors. **Environmental Pollution**, v. 186, p. 234-240, 2014.

WILCOX, D.B., DOVE, D., MCDAVID, D.G., 2002. **Image Tool**. Texas: University of Texas Health Science Center.

ZHAO, H.; SHAO, Y.; YIN, C.; JIANG, Y.; LI, X. An index for estimating the potential metal pollution contribution to atmospheric particulate matter from road dust in Beijing. **Science of the Total Environment**, v. 550, p. 167-175, 2016.

APÊNDICE B - INFLUÊNCIA DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA EM *TERMINALIA CATAPPA* L. EM ÁREAS URBANIZADAS

Vanessa Bastos Simões da Costa¹, Will Jones Moura Soares da Silva², Gabriela Macêdo Aretakis de Almeida¹, Mirtes Hortency Gonçalves Ferreira², Tiago Henrique de Oliveira¹; Josiclêda Domiciano Galvêncio³; Rejane Magalhães de Mendonça Pimentel⁴

¹Discente do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente-UFPE, Recife-PE, gabiaretakis@hotmail.com; ²Discente de Bacharelado em Agronomia-UFRPE, Recife-PE, willceepa@gmail.com; misty_hortency@hotmail.com; ³Profa. do Dept. de Ciências Geográficas-UFPE, josicleda@hotmail.com; ⁴Profa. do Dept. de Botânica-UFRPE, pimentel@db.ufrpe.br.

Artigo recebido em 06/10/2015 e aceito em 16/10/2015

RESUMO

A crescente urbanização e necessidade de transportes mais eficientes acarretaram o aumento do lançamento de gases e material em suspensão no ar, promovendo a elevação dos níveis de poluição atmosférica. Sendo estes gases comprovadamente responsáveis por diversas alterações ambientais e na saúde dos organismos, estudos de monitoramento da qualidade ambiental tornam-se fundamentais para entender os efeitos de tais alterações e aplicar medidas capazes de mitigá-los. Nesse sentido, os vegetais tornam-se um excelente objeto de estudo, pois permitem análises por longos períodos de tempo com baixo custo. O objetivo dessa pesquisa foi avaliar a condição biológica de *Terminalia catappa* L. sob a influência de diferentes condições de poluição atmosférica, analisando características morfológicas, anatômicas e fisiológicas. O estudo foi desenvolvido em duas áreas da cidade do Recife, em Pernambuco, com diferentes intensidades de tráfego automobilístico, onde foram coletadas folhas de 10 indivíduos. As folhas foram digitalizadas para medição dos caracteres morfológicos e posterior confecção de lâminas semipermanentes para análise anatômica. Foi utilizado teste tukey para verificar se existe diferença significativa entre os caracteres. Mostraram diferenças entre as áreas avaliadas: área total e largura foliar, espessura e número de camadas do parênquima paliçádico no mesófilo, e densidade de estômatos, tricomas e de células fundamentais na epiderme. Esses caracteres podem ser utilizados como bioindicadores de poluição atmosférica em *T. catappa*, sendo uma boa alternativa para utilização na arborização urbana em áreas com intenso tráfego de automóveis.

Palavras-chave: Arborização urbana, Biomonitoramento, Qualidade ambiental.

Influence of Air Pollution in *Terminalia catappa* L. in Urban Areas

ABSTRACT

The crescent urbanization and the necessity of more efficient transportation provoked the increase of gases and suspended material in the air, promoting the elevation of the levels of atmospheric pollution. These gases are surely responsible for the environmental alterations and the health of organisms, in consequent, monitoring studies of environmental quality are fundamental to understand the effects of these alterations and apply ways to solve them. The plants are and excellent study object because it permit analysis for long periods with low costs. The objective of this study was evaluate the biological condition of *Terminalia catappa* L. under the influence of different atmospherical pollution status, analyzing morphological, anatomical and physiological features. The study was done in two areas in the City of Recife, Pernambuco State, with different intensities of automotive traffic, where sampled leaves from 10 individuals. The leaves were scanned to measure morphological features and posterior semipermanent slides production to the anatomical analysis. Tukey test was used to verify the significant difference among the features. Differences were observed to total leaf area, leaf width, thickness and number of palisade cells, and density of stomata, trichomes and fundamental cells in the epidermis. These features can be used as bioindicators of atmospherical pollution in *T. catappa*, and this specie can be used in urban areas with intense transit of cars.

Keywords: Biomonitoring, Environmental quality, Urban forestry.

Introdução

O termo “poluição” indica toda e qualquer alteração provocada no ambiente, em diferentes níveis e escalas,

* E-mail para correspondência: vanessabastos_simoes@hotmail.com (Costa, V.B.S).

que cause prejuízo ao ecossistema (Brilhante, 1999). A poluição atmosférica está relacionada à quantidade de material particulado e gases tóxicos existentes no ar, como, também, ao aumento da temperatura do ar (Azuaga, 2000; Lora e Teixeira, 2001; Drumm et al., 2014).

No cenário atual, os maiores índices de poluição atmosférica se dão nos grandes centros urbanos, fato este decorrente da liberação de gases poluentes oriundos, principalmente, da queima de combustíveis fósseis (Honour et al., 2009; Guarieiro et al., 2011). Gases como o dióxido de enxofre (SO₂), óxidos de carbono, óxidos de nitrogênio (NO_x), álcoois, aldeídos, hidrocarbonetos (HC) e material particulado no ar, que são substancialmente liberados pelo tráfego rodoviário, são considerados por diversos autores como agentes causadores da má qualidade do ar (Colville et al., 2001; Brophy et al., 2007; Caricchia et al., 1999; Guarieiro et al., 2011; Drumm et al., 2014). Além disso, a liberação desses gases vem causando diversas alterações ambientais, como chuva ácida (Freedman, 1995) e aceleração do aquecimento global (Favaretto, 1999; IPCC, 2007; WHO, 2009). Estudos como os de Duchiad (1992), Honour et al. (2009), Guarieiro et al. (2011) e Gouveia et al. (2013) demonstram que estes gases podem interferir inclusive na saúde dos organismos vivos.

Entre os organismos que são diretamente afetados pela poluição atmosférica estão os vegetais. Como resposta às novas condições impostas pelos elevados níveis de poluição, as plantas podem apresentar alterações morfológicas, anatômicas e fisiológicas, que refletem a interação entre estes e o ambiente no qual estão estabelecidos (Piraino et al., 2006; Balasooriya et al., 2009; Kardel et al., 2010; Khavanin Zadeh et al., 2013). Diversos autores afirmam haver diferenças morfológicas, anatômicas e até mesmo fisiológicas, quando comparados indivíduos de uma mesma espécie vegetal estabelecidos em áreas com diferentes níveis de poluição (Balasooriya et al., 2009; Honour et al., 2009; Kardel et al., 2010; Khavanin Zadeh et al., 2012). Honour et al. (2009) observaram que as espécies por eles estudadas apresentavam desenvolvimento mais lento, em ambientes poluídos. Além dessas mudanças, alguns autores observaram alterações na morfologia foliar e na densidade estomática de espécies vegetais em áreas sob diferentes níveis de poluição atmosférica (Alves et al., 2008; Balasooriya et al., 2009; Kardel et al., 2010).

Nesse sentido, visando auxiliar no monitoramento dos níveis de poluição atmosférica e contribuir para o desenvolvimento de métodos para reduzir os riscos ecológicos decorrentes da poluição, estudos recentes vêm sendo realizados com espécies vegetais, uma vez que estes organismos podem fornecer indicações mais precisas com relação às consequências da poluição em uma ampla escala de tempo de exposição (Briggs et al., 2000; Falla et al., 2000; Piraino et al., 2006; Romermann et al., 2006). Algumas espécies podem ser utilizadas como bioindicadoras e biorremediadoras de poluição atmosférica, auxiliando na identificação e na mitigação dos efeitos da poluição para a saúde da população humana, que também é diretamente afetada pelos elevados níveis de contaminação no ar (Klumpp et al., 2001; Toledo e Nardocci, 2011). Doenças respiratórias, cardiovasculares e carcinomas são alguns dos graves quadros observados nos indivíduos humanos submetidos a altos níveis de poluição atmosférica (Martins, 2009). Frente a esta realidade, nota-se a necessidade de realizar estudos que visem monitorar as áreas poluídas, buscando conhecer e minimizar os efeitos da poluição para o ambiente e para a saúde da população.

Em levantamento realizado na cidade do Recife, em 1985, por Biondi, foram contabilizados 159 indivíduos de *Terminalia catappa* L., entre as 12 espécies mais frequentes na cidade. A espécie é uma árvore que está estabelecida em muitas ruas, avenidas e parques da cidade do Recife (Biondi, 1985; Souza et al., 2011). Ela chama a atenção por sua arquitetura, copa densa e folhas grandes que oferecem sombra e proteção contra os raios solares, amenizando a temperatura sob sua copa e suas proximidades, além da queda sazonal de suas folhas, que contribui para a retirada de material particulado do ar que ficou acumulado na superfície.

Diante do exposto, o estudo de caracteres morfoanatômicos indicadores de poluição atmosférica, bem como a inserção de espécies bioindicadoras de poluição na arborização urbana favorecerão o monitoramento da qualidade do ar nos grandes centros urbanos, contribuindo, diretamente, para a melhoria da saúde ambiental e, conseqüentemente, da saúde da população humana. Considerando a sensibilidade das espécies vegetais aos diferentes níveis de poluição do ar, estas espécies são de extrema importância e utilidade para indicar a qualidade ambiental do local onde estão estabelecidas, servindo como bioindicadoras e biorremediadoras de poluição atmosférica. Nesse intuito, esta pesquisa objetivou avaliar a condição biológica de *Terminalia catappa* L., em áreas com diferentes níveis de poluição atmosférica em um centro urbano, testando a hipótese de que esta espécie apresenta diferença nos caracteres morfoanatômicos foliares quando comparados

indivíduos estabelecidos em ambientes com diferentes níveis de poluição atmosférica.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em duas áreas com diferentes graus de influência de poluição atmosférica na Cidade do Recife, capital do Estado de Pernambuco, situada no Nordeste do Brasil. A Cidade do Recife ocupa uma área aproximada de 218,435 km² e possui uma população estimada, em 2014, de 1.608.488 e está localizada nas coordenadas geográficas 08° 03' 14" S de latitude e 34° 52' 52" W de longitude, e altitude de 4 m (IBGE, 2015). O clima é tropical, com forte influência do Oceano Atlântico, apresentando temperaturas mínimas de 22°C e máximas de 31°C, precipitação constante durante todo o ano, com máxima de 63 mm no último ano e velocidade máxima do vento de 4 m.s⁻¹ (INMET, 2015).

As áreas de estudo foram selecionadas em função da intensidade de tráfego automobilístico no local, o que foi utilizado como determinante para a classificação do grau (maior/menor) de poluição atmosférica. Uma maior intensidade de tráfego de veículos automotivos foi considerada uma condição de ocorrência de uma maior quantidade de gases liberados na atmosfera e, conseqüentemente, maior o grau de poluição atmosférica. Esta metodologia foi similar àquela utilizada por Khavanin Zadeh et al. (2013) trabalhando com folhas de *Tilia*, na Bélgica.

As áreas selecionadas para este estudo estão localizadas no bairro da Imbiribeira (Figura 1) e estão submetidas às mesmas condições climatológicas descritas anteriormente.

Neste estudo foram selecionadas 20 pontos diferentes, 10 na área mais poluída (Figura 2) e 10 na área menos poluída (Figura 3).

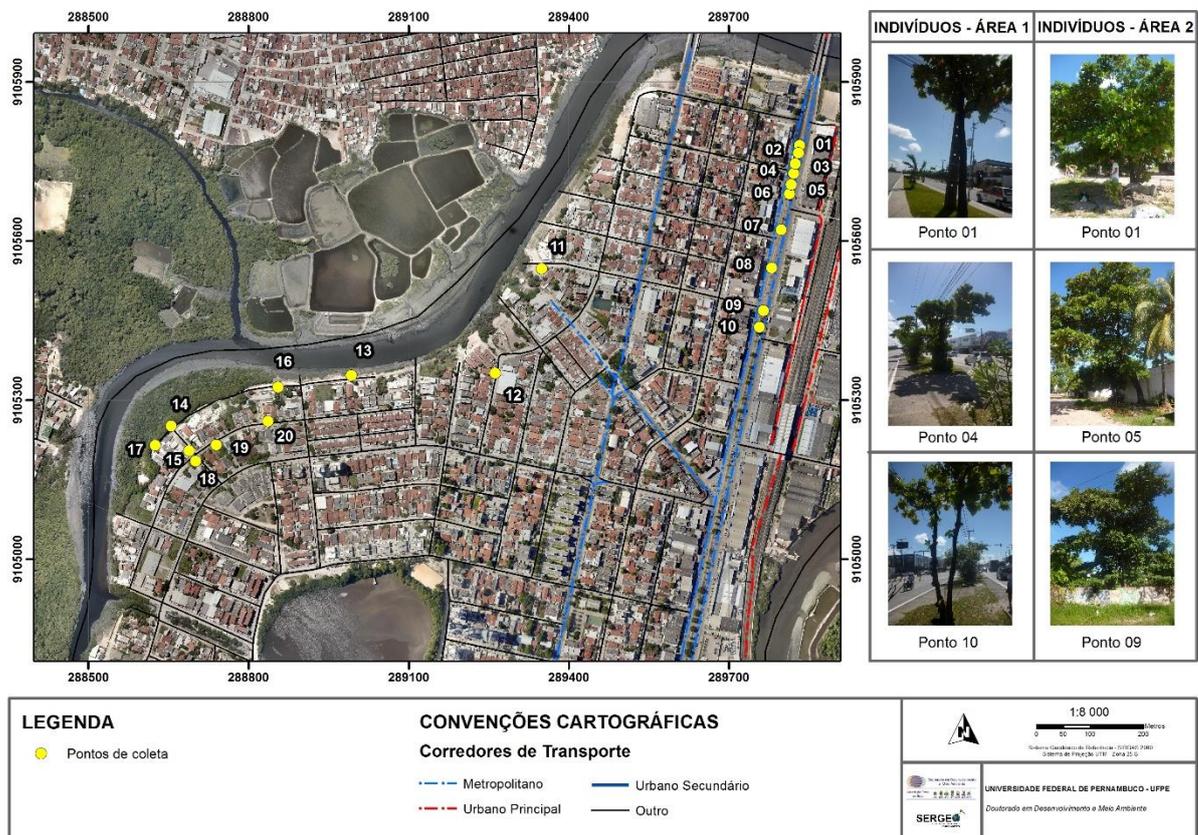


Figura 1. Mapa de localização das áreas selecionadas para o estudo, com identificação dos locais de coleta das amostras de cada indivíduo da espécie *Terminalia catappa* L. na Cidade do Recife, Estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil.

A primeira área de estudo, considerada como o ambiente mais poluído (+P), está localizada na Avenida Mascarenhas de Moraes (Figura 2), uma importante via de ligação entre o centro da Cidade do Recife e o Aeroporto Internacional dos

Guararapes Gilberto Freyre, com 6,5 km de extensão e por onde trafegam cerca de 56 mil automóveis por dia nos dois sentidos (Diário de Pernambuco, 2011).



Figura 2. Representação em 3D da localização dos 10 pontos de coleta das amostras de cada indivíduo da espécie *Terminalia catappa* L., na Avenida Mascarenhas de Moraes, considerada como a área mais poluída, na Cidade do Recife, Estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil.

A segunda área de estudo, considerada como o ambiente menos poluído (-P), foram ruas no entorno da lagoa do Araçá (Figura 3), caracterizada por apresentar um reduzido tráfego, constituído, basicamente, pelos automóveis dos moradores da área e ausência de automotivos coletivos (ônibus).

A Figura 4 mostra detalhe de pontos de coleta nas duas áreas amostradas, na mais e na menos poluída, entre eles, a diferença de tráfego automotivo nestes locais.



Figura 3. Representação em 3D da localização dos 10 pontos de coleta das amostras de cada indivíduo da espécie *Terminalia catappa* L., em diferentes ruas no entorno da lagoa do Araçá, considerada como a área menos poluída, na Cidade do Recife, Estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil.



Figura 4. Imagens mostrando aspectos do ambiente em pontos dos locais de coleta, com diferente intensidade de tráfego e alguns dos indivíduos amostrados neste estudo. A. Avenida Mascarenhas de Moraes, no bairro da Imbiribeira, Recife, Pernambuco, considerada a área mais poluída; B. Rua Renato Silva no entorno da Lagoa do Araçá, no bairro da Imbiribeira, Recife, Pernambuco, considerada a área menos poluída. Fotos: Vanessa Costa (2015).

Dados do Departamento Estadual de Trânsito de Pernambuco (DETRAN) indicam um aumento significativo da frota automotiva, por tipo e número

de veículos automotivos, na Cidade do Recife nos últimos 25 anos, de 1990 até 2015 (Figuras 5 e 6).

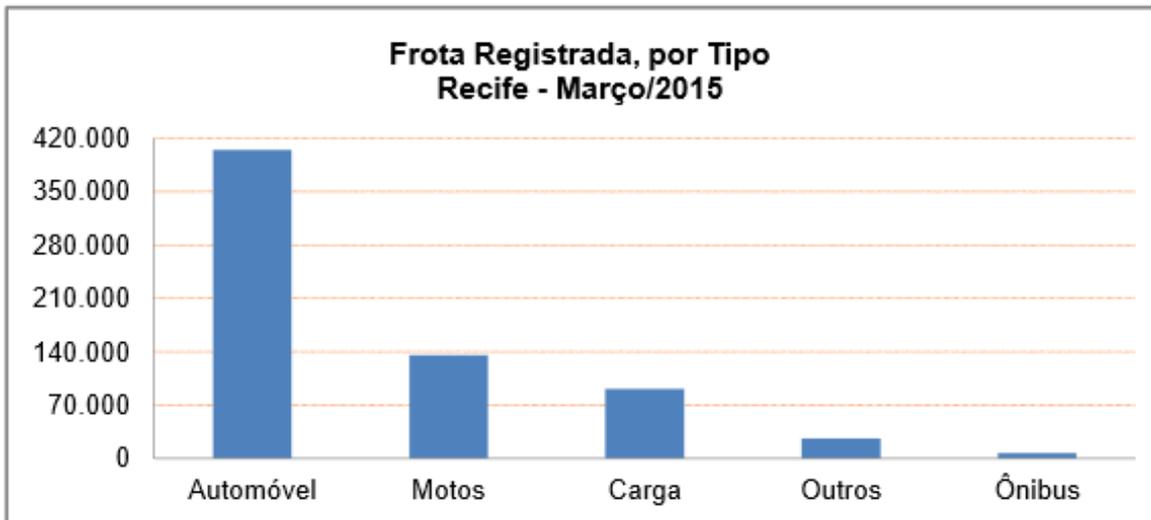


Figura 5. Dados do aumento da frota automobilística, por tipo, na Cidade do Recife, segundo o Departamento Estadual de Trânsito de Pernambuco (DETRAN) para os últimos 25 anos. Fonte: DETRAN (2015).

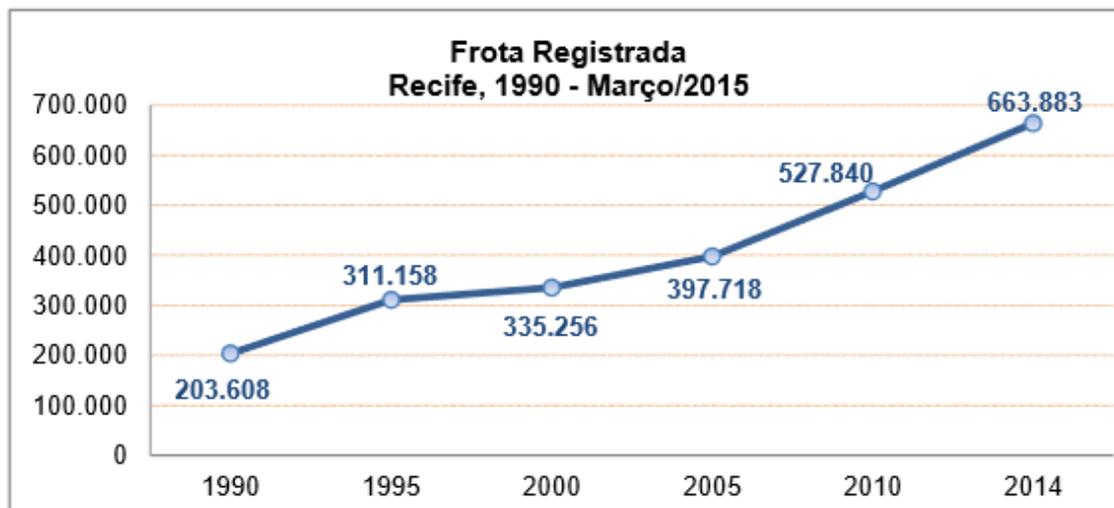


Figura 6. Dados do aumento da frota automobilística, por número de veículos automotivos, na Cidade do Recife, segundo o Departamento Estadual de Trânsito de Pernambuco (DETRAN) para os últimos 25 anos. Fonte: DETRAN (2015).

Seleção da espécie

A espécie vegetal selecionada para a pesquisa foi *Terminalia catappa* L. (Figura 7), conhecida popularmente como amendoeira, castanha-da-praia, sombreiro, guarda-sol ou chapéu-de-sol castanhola (Biondi, 1985; Marquete e Loiola, 2015). Esta espécie pertence à família Combretaceae, sendo originária da Índia e da Malásia, e seus indivíduos apresentam, como características gerais, o tronco retilíneo, com crescimento monopodial e textura áspera em sua camada mais externa, chegando a atingir entre 25 e 45 metros de altura (Ivani et al., 2008; Guiselini et al., 1999). Quanto às suas características morfológicas, *T. catappa* apresenta folhas obovadas, alterno-espinaladas, coriáceas, caducifólias, medindo, aproximadamente, 30 cm quando maduras, que mostram coloração verde

quando jovens, e posteriormente desenvolvem coloração amarelada e vermelho-rubra (Guiselini et al., 1999; Thomson e Evans, 2006).

Essa espécie é amplamente utilizada em diversas partes do planeta, sendo encontrados estudos que indicam sua importância com fins ecológicos, econômicos e sociais, incluindo seu uso na recuperação de áreas degradadas, na alimentação, na medicina e na ornamentação de ruas, praças e parques (Biondi, 1985; Thomson e Evans, 2006). No Brasil, *T. catappa* é comumente utilizada na arborização de ruas, praças e parques em função de sua beleza arquitetural, seu rápido crescimento e fornecimento substancial de sombreamento para grandes áreas em consequência do grande desenvolvimento de sua copa (Biondi, 1985; Santos e Teixeira, 2010).



Figura 7. Imagem de um indivíduo da espécie *Terminalia catappa* L. (Combretaceae). Foto: Vanessa Costa (2015).

Coleta e processamento dos dados

Em cada área de estudo foram coletadas 10 folhas adultas, sem danos visíveis, situadas no quinto nó a partir do ápice caulinar, totalmente expostas ao sol de 10 indivíduos de *Terminalia catappa*. As folhas foram coletadas de indivíduos com mais de três metros de altura, distantes 10 m ou mais entre os indivíduos. As folhas foram devidamente acondicionadas em sacos plásticos e mantidas refrigeradas até o processamento em laboratório. Ao chegar ao Laboratório de Fitomorfologia Funcional (LAFF) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), as folhas foram digitalizadas para análise da estrutura morfológica e medição da área total, comprimento e largura do limbo. Em seguida, cinco folhas de cada indivíduo foram pesadas para obtenção do peso da massa fresca e posteriormente levadas para a secagem em estufa à 30°C. Após três dias, as amostras foram retiradas da estufa e pesadas para obtenção das medidas de peso da massa seca. A diferença entre os pesos de massa fresca e seca informou sobre a quantidade de água existente nas folhas.

A análise dos caracteres anatômicos foi realizada em lâminas histológicas semipermanentes de três folhas de cada indivíduo, de cada área de estudo. Secções transversais foram obtidas através de cortes na porção mediana da lâmina foliar, com o auxílio de

lâmina de barbear. As secções foram clarificadas com NaCl 30%, neutralizadas com água acética a 1% e coradas com azul de astra e safranina (Johansen, 1940). As secções paradérmicas foram obtidas por imersão de fragmentos foliares em NaCl 40% até dissociação, sendo utilizado o mesmo processo de coloração das secções transversais. Após a coloração, as secções foram montadas em glicerina aquosa a 50% (Strasburger, 1924) e a lamínula foi lutada com esmalte de unhas incolor.

Das secções transversais e paradérmicas foram obtidas imagens digitais com câmera CCD Sony acoplada ao microscópio óptico Olympus. As imagens foram analisadas no programa *Image Tool* (Wilcox et al., 2002); cada parâmetro anatômico foi analisado em cinco repetições, totalizando n=150, para cada área de estudo. Os parâmetros anatômicos analisados foram: densidade de células fundamentais da epiderme (número de células por mm⁻²), em ambas as faces da epiderme, comprimento polar dos estômatos (µm), densidade estomática (número de estômatos por mm⁻²) na face abaxial, em função da espécie ser hipostomática, densidade de tricomas (número de tricomas por mm⁻²) na face abaxial, em função da espécie apresentar tricomas apenas na face inferior da folha, espessura da cutícula e das células da epiderme nas faces adaxial e abaxial, espessura do mesofilo, espessura e número de camadas dos

parênquimas paliádico e esponjoso, espessura foliar total, número de cristais na região do feixe vascular da nervura mediana principal da folha.

Os índices estomático e de tricomas foram calculados conforme descrito em Costa et al. (2011) para identificação de alterações na quantidade e/ou na diferenciação de células fundamentais da epiderme em estômatos e/ou tricomas, em função do grau de poluição no ambiente onde as folhas foram produzidas.

O número de drusas foi obtido em uma secção por folha, totalizando $n=30$ para cada área de estudo.

Para verificar a existência de diferença significativa entre os caracteres avaliados nos indivíduos das duas áreas estudadas foi utilizada a análise de comparação de médias teste tukey ($P \leq 0,05$), com o *software* BioEstat (Ayres et al., 2007).

Obtenção das imagens da ortofotocarta Recife e dados LiDAR

Foram utilizados os dados do voo aerofotogramétrico contratado pela Prefeitura da Cidade do Recife, realizado entre os anos de 2013 e 2014, de acordo com as especificações técnicas do “Termo de Referência para a contratação dos serviços de engenharia para Cobertura Aerofotogramétrica, Perfilamento Laser

Aerotransportado, obtenção de polígonos em 2D e 3D e restituição estereofoto-gramétrica na cidade de Recife”.

As ortofotocartas foram imageadas com uma camera aérea Trimble X4, com os quatro corpos com camera integrada P65 mais quatro sensores e Apo-DigiTar. Para os dados LiDAR foi utilizado o sensor Laser *Optech Airbone Laser Tarreain Mapper*, modelo ALTM Gemini 167. Os dois produtos apresentam resolução espacial de 0,08 m.

Foram utilizadas cinco cenas, com nomenclaturas 80_84-05, 80_85-00, 80_94-05, 80_95-00 e 80_95-05, onde a modelagem 3D foi realizada no módulo ArcScene do programa ArcGis.

Resultados e Discussão

Na caracterização geral dos indivíduos de *Terminalia catappa* L., quando comparados os pesos de massa fresca e seca das amostras foliares entre os indivíduos da área menos poluída (-P) e mais poluída (+P), não foram encontradas diferenças significativas (Tabela 1). Entretanto, os indivíduos estabelecidos na área -P apresentaram o maior valor de quantidade de água existente no interior das folhas (Tabela1).

Tabela 1. Média e desvio padrão de parâmetros foliares de indivíduos de *Terminalia catappa* L. estabelecidos em uma área mais poluída (+P) e outra área menos poluída (-P), na cidade de Recife, Pernambuco, Nordeste do Brasil. Dens.=densidade (n°.área⁻¹); Esp.=espessura (µm); Comp. (µm).

Parâmetros	Área +P	Área -P	Significância (P)
Peso massa fresca	36,67±7,56	40,18±8,77	0,349778
Peso massa seca	13,83±4,20	14,18±3,87	0,852079
Água nas folhas	22,83±3,85	26,01±5,50	0,152449
Morfologia externa			
Área total (cm ²)	220,26±59,81	249,08±64,65	0,001075*
Comprimento (cm)	23,71±3,75	24,21±3,29	0,320742
Largura (cm)	13,62±2,20	14,75±2,06	0,000178*
Anatomia			
Face adaxial da epiderme			
Dens. células fundamentais	1552,4±220,72	1413,8±277,79	0,000011*
Esp. Cutícula	3,56±1,04	3,69±1,06	0,303065
Esp. Epiderme	11,60±2,68	12,12±2,66	0,092168
Face abaxial da epiderme			
Dens. células fundamentais	2050,30±304,42	1946,20±334,47	0,005157*
Índice células fundam. (%)	81±0,03	82±0,04	0,132351
Esp. Cutícula	2,91±0,75	3,06±1,09	0,174783
Esp. Epiderme	8,76±1,82	8,79±2,15	0,907907
Comp. polar de estômatos	22,83±2,18	22,80±2,98	0,925240
Dens. Estômatos	465,78±93,74	419,39±98,01	0,000040*
Índice de estômatos (%)	19±0,03	18±0,04	0,090277
Dens. Tricomas	1,00±3,16	3,07±5,85	0,000159*
Índice de tricomas	0±0,001	0±0,002	0,000017*
Mesofilo			
Esp. Mesofilo	246,39±30,36	243,52±25,57	0,376199
Esp. Paliçádico	86,72±18,79	80,51±11,39	0,000523*
Nº camadas paliçádico	1,23±0,44	1,40±0,49	0,001976*
Esp. Esponjoso	161,21±20,81	162,17±24,82	0,717693
Nº camadas esponjoso	9,48±1,19	9,82±1,47	0,028072
Esp. Total	276,52±32,70	270,67±26,01	0,086634
Nº cristais	132,77±56,74	93,37±55,41	0,008694*

Valores de P seguidos de * diferiram, significativamente, pelo teste de Tukey $P \leq 0.05$.

Os indivíduos de *T. catappa* apresentaram diferenças significativas entre as áreas estudadas para os caracteres área total e largura da lâmina foliar, $p=0,001075$ e $p=0,000178$, respectivamente (Tabela 1), com a área -P apresentando os maiores valores para estes parâmetros, como pode ser comprovado visualmente na Figura 8. O comprimento foliar não diferiu significativamente entre as áreas avaliadas, apresentando valor de $p=0,320742$.

Vários estudos apontam que dados quantitativos da morfologia externa de folhas podem ser alterados em decorrência da elevada exposição à poluição atmosférica (Balasooriya et al., 2009; Kardel et al., 2010, Khavanin Zadeh et al., 2013). Nossos resultados para a área total e o comprimento foliar corroboram os resultados de Alves et al. (2008), visto que, em seu estudo com *Eugenia uniflora* L. (Myrtaceae), estes autores encontraram maiores dimensões foliares nos espécimes oriundos do local com menor poluição do ar. Resultados similares para a área foliar também foram observados por Verma e Singh (2006) em *Ficus religiosa* e *Thevetia nerifoli*, na Índia. Sharma et al. (1980) encontraram maiores valores de comprimento e largura da folha em indivíduos de Kudzu (*Pueraria lobata* Willd.) de

áreas menos poluídas, corroborando nossos resultados. Estes resultados indicam uma adaptação foliar que pode significar uma inibição do crescimento no número de células ou aumento do volume celular em folhas que se desenvolvem em ambientes mais poluídos, resultando em uma redução no desenvolvimento das folhas e consequente redução de sua biometria. Para estes autores, as características da morfologia externa podem ser utilizadas como bioindicadoras da poluição atmosférica, visto que são sensíveis ao aumento nos níveis de poluição, além de serem parâmetros de fácil mensuração.

Nosso estudo aponta que, para esta espécie, a poluição atmosférica alterou o desenvolvimento foliar em termos biométricos, quanto à área e largura da lâmina foliar (Tabela 1).

Entretanto, Sharma et al. (1980) associam estas alterações na biometria foliar como um efeito adverso da poluição sobre a produção de biomassa e fotossintatos, fato não corroborado pelos resultados encontrados em nossa pesquisa, onde os valores de massa seca produzida (biomassa) nas folhas de ambientes mais ou menos poluídos não foram significativos (Tabela 1).

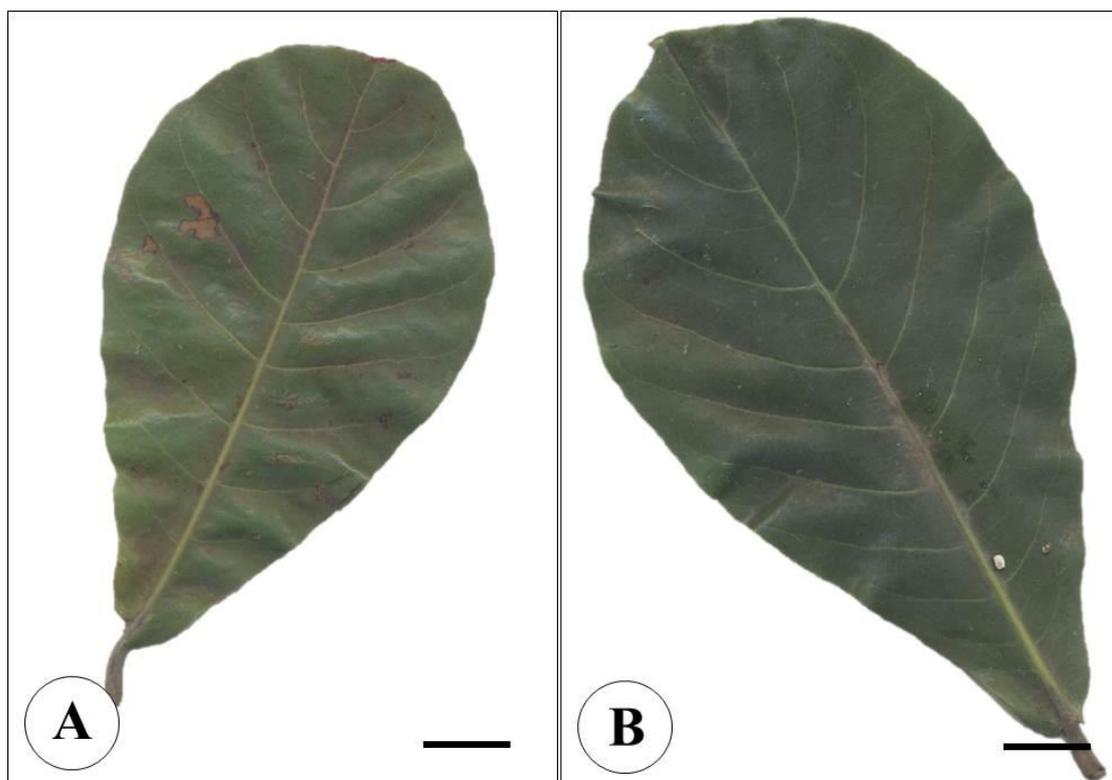


Figura 8. Morfologia externa de folhas de *Terminalia catappa* L. (Combretaceae). A. Folha da área mais poluída; B. Folha da área menos poluída. Barras: 3cm.

Com relação aos parâmetros anatômicos avaliados na epiderme foliar de *T. catappa*, foi encontrada diferença significativa, para ambas as faces da epiderme, na densidade das células fundamentais (Tabela 1). Isto se explica pela redução na área foliar em indivíduos da área mais poluída; um menor desenvolvimento das células, por redução no volume celular, implica em um maior número de células por unidade de área nas folhas. Este fato é confirmado pela ausência de diferença significativa no índice de células fundamentais da epiderme, indicando que a poluição não influenciou na quantidade destas células produzidas nas folhas dos indivíduos das áreas com maior ou menor grau de poluição (Tabela 1).

Não foi observada alteração no grau de undulação das paredes anticlinais da epiderme, em ambas as faces, de ambas as áreas estudadas (Figura 9). Variações no grau de undulação (sinuosidade) nas paredes anticlinais das células da epiderme em folhas têm sido reportadas na literatura associadas a alterações climáticas Ogunkunle et al. (2013), estudando os efeitos da poluição em folhas de *Pennisetum purpureum* e *Sida acuta*, encontraram uma redução no grau de undulação em folhas sob ação de poluição ambiental.

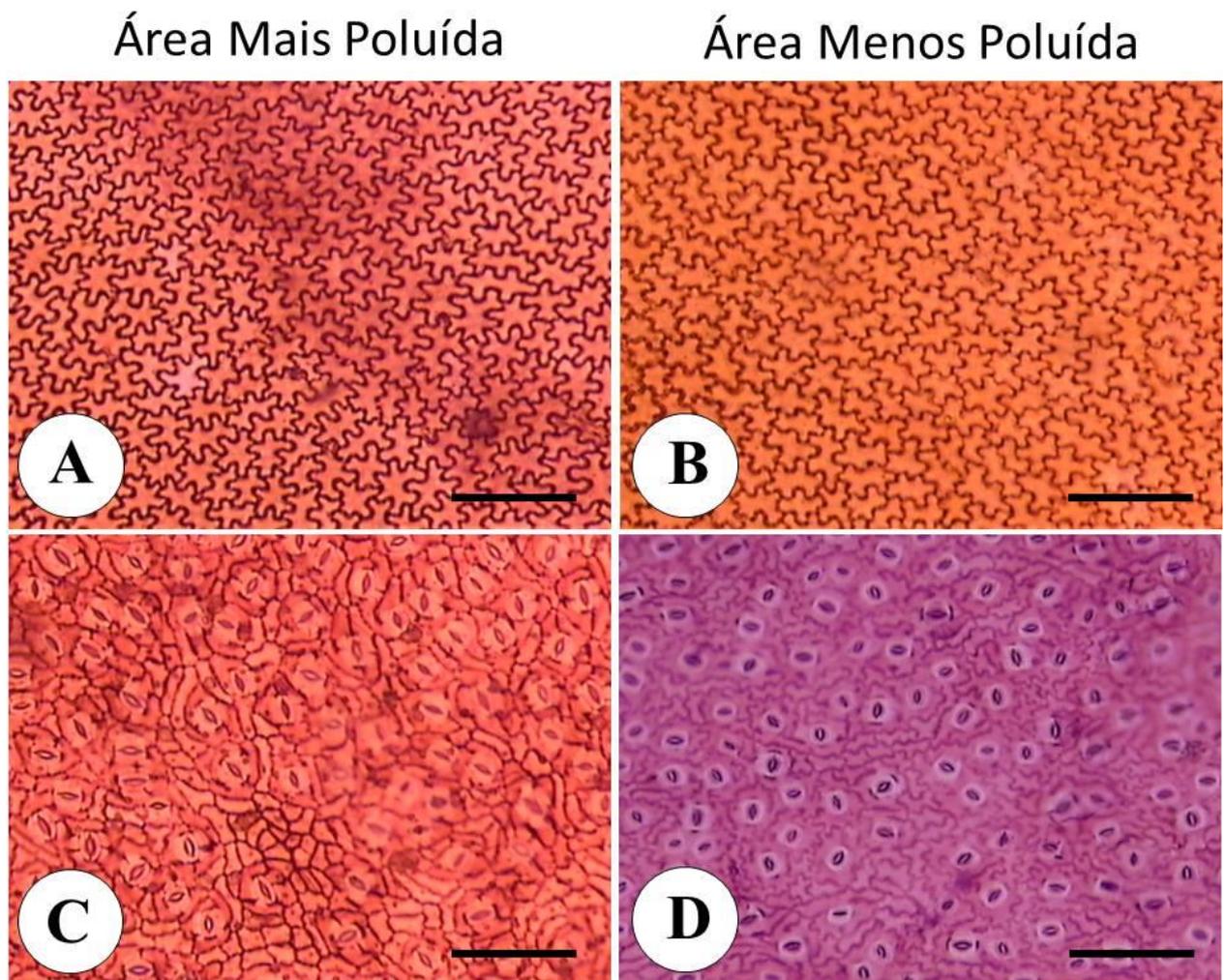


Figura 9. Vista paradérmica da epiderme foliar de *Terminalia cattapa* L. (Combretaceae). A,B. Face adaxial da epiderme de folha, mostrando ausência de estômatos e tricomas; C,D. Face abaxial da epiderme de folha, mostrado estômatos. Barras: 100 μ m.

Foram encontrados estômatos apenas na face abaxial das folhas de todos os indivíduos, independente do grau de poluição no ambiente onde estão estabelecidos; este fato caracteriza a espécie como hipoestomática (Figura 9).

A média do comprimento polar dos estômatos (Figura 10) não se alterou com a poluição, não apresentando diferenças significativas (Tabela 1). Este comportamento foi corroborado por Meerabi et al. (2012). Uma alteração nas dimensões dos estômatos é geralmente encontrada em folhas localizadas em posições distintas na copa das árvores e em folhas jovens e maduras (Camargo e Marengo, 2011).

A densidade de estômatos mostrou diferença significativa para *T. catappa*, com maiores valores médios para a área mais poluída, $p=0,000040$ (Tabela 1).

Maior densidade estomática em folhas de locais com maiores níveis de poluição também foram encontradas por diversos autores (Pal et al., 2002; Verma e Singh, 2006; Alves et al., 2008; Balasooriya et al., 2009; Kardel et al., 2010). Aspectos relacionados aos estômatos são diretamente afetados pela poluição atmosférica, pois estas estruturas são responsáveis pelas trocas gasosas nas plantas, e

podem alterar suas características de acordo com a qualidade do ar, a redução na densidade estomática implica em uma absorção menor de poluentes (Larcher, 2003; Kardel et al., 2010).

O aumento na densidade de estômatos implica na possibilidade de uma maior aeração dos tecidos foliares, especialmente aqueles envolvidos na fotossíntese, reduzindo a temperatura no interior das folhas em áreas mais poluídas, onde a temperatura é geralmente mais elevada, quando comparadas às áreas com menor poluição. Beerling et al. (2001) afirmam que este mecanismo é encontrado nas plantas desde as eras mais remotas, especialmente em folhas de plantas estabelecidas em regiões de baixas latitudes, como é o caso da espécie aqui analisada. Os autores afirmam que as folhas das plantas estabelecidas nestas regiões podem absorver mais de 200% da radiação solar e como consequência provoca um aumento na temperatura interna. Enfatizam que uma elevada densidade estomática está associada ao mecanismo de redução na temperatura interna, facilitando a translocação da água no xilema e da seiva orgânica no floema, permitindo a manutenção do processo de fotossíntese e produção de biomassa.

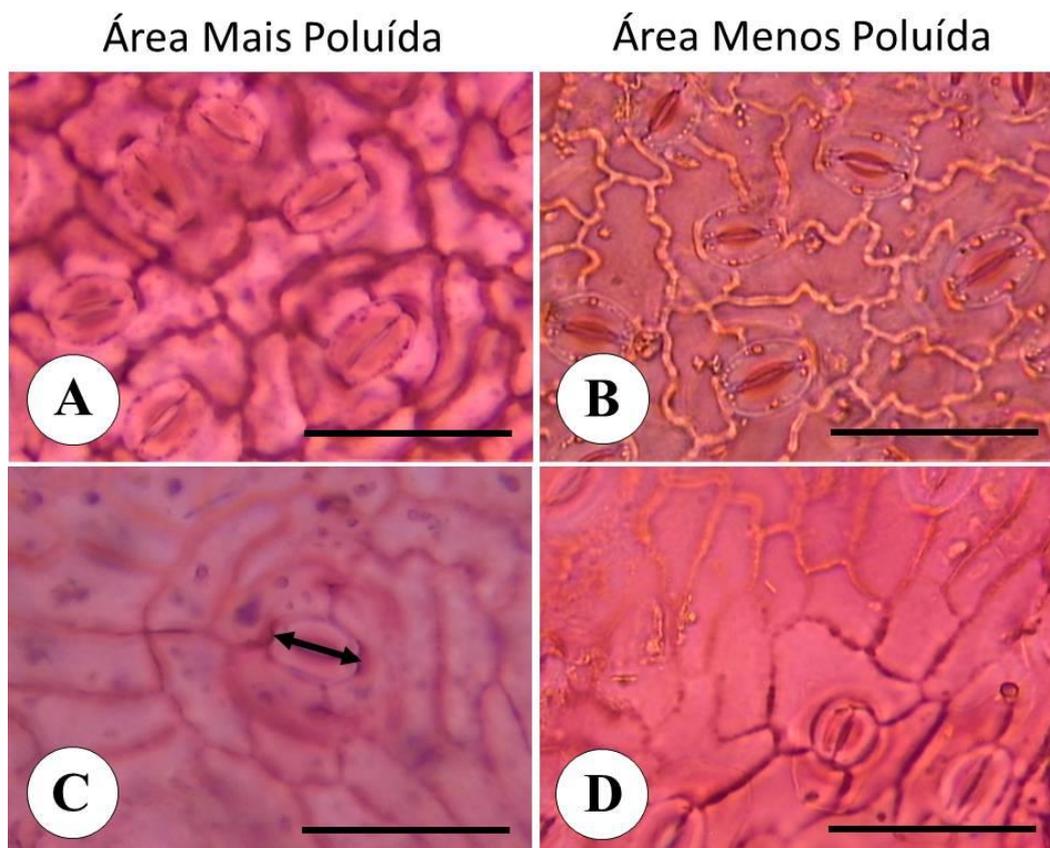


Figura 10. Vista paradérmica da face abaxial da epiderme em folha de *Terminalia catappa* L. (Combretaceae), mostrando detalhes dos estômatos. A,B. Estômatos de tamanhos similares em folhas de indivíduos em áreas mais e menos poluída; C,D. Estômatos em destaque, seta indicando comprimento polar. Barras: 100 μ m.

Entretanto, a ausência de diferença significativa para o índice de estômatos indica que não houve alteração na diferenciação de células fundamentais da epiderme para a produção desta estrutura.

Foram encontrados tricomas do tipo tector (Figura 11) apenas na face abaxial das folhas dos indivíduos investigados. Estes ocorrem, predominantemente, sobre a região das nervuras, com uma maior densidade nas áreas da epiderme sobre a nervura principal (Figura 12). Esta maior densidade de tricomas foi significativa, $p=0,000159$, e ocorreu nas folhas dos indivíduos da área menos poluída (Tabela 1).

A diferença significativa encontrada para o índice de tricomas mostra que houve um aumento do número de células fundamentais da epiderme que se diferenciaram em pelos (Tabela 1). Estes resultados indicam que a poluição, possivelmente, inibiu a diferenciação de tricomas nas folhas dos indivíduos da área mais poluída.

Foram encontrados registros que corroboram nossos resultados; Trag et al. (2001, citado por Bosu e Wagner, 2007), encontraram menor densidade de tricomas em folhas de indivíduos de *Ziziphus mauritiana* estabelecidos em áreas sob poluição em oposição a uma maior densidade de tricomas em folhas dos indivíduos de áreas não poluídas. Ogunkunle et al. (2013) encontraram maior índice de tricomas em folhas de indivíduos de *Sida acuta* crescendo em áreas sem poluição ambiental.

Duldulao e Gomez (2008), investigando densidade de tricomas em girassol (*Tithonia diversifolia*), encontraram maiores valores em folhas das plantas de áreas menos poluídas.

Este fato pode estar informando acerca de duas possibilidades: a primeira indicando que as células fundamentais da epiderme nas folhas dos indivíduos da área menos poluída podem estar sendo estimuladas na diferenciação de tricomas, isto é, maior número de células fundamentais da epiderme estão se tornando tricomas. A segunda possibilidade é que as folhas de indivíduos da área mais poluída podem estar sob a ação de um efeito inibidor dos gases poluentes existentes na atmosfera sobre a diferenciação, implicando em uma redução na produção de tricomas.

Em contrapartida, muitos estudos diferem de nossos resultados para *T. cattapa* (Sharma e Butler, 1975; Garg e Varshney, 1980; Pal et al., 2002). Estes autores encontraram maior frequência de tricomas nas folhas de indivíduos estabelecidos em locais com maior nível de poluição atmosférica.

A presença de pelos em espécies, principalmente naquelas utilizadas na arborização urbana, é um caractere vantajoso, visto que estas estruturas auxiliam na captação de material particulado do ar, aumentando a superfície onde o material em suspensão pode ser depositado (De Nicola et al., 2008; Mitchell et al., 2010; Kardel et al., 2011).

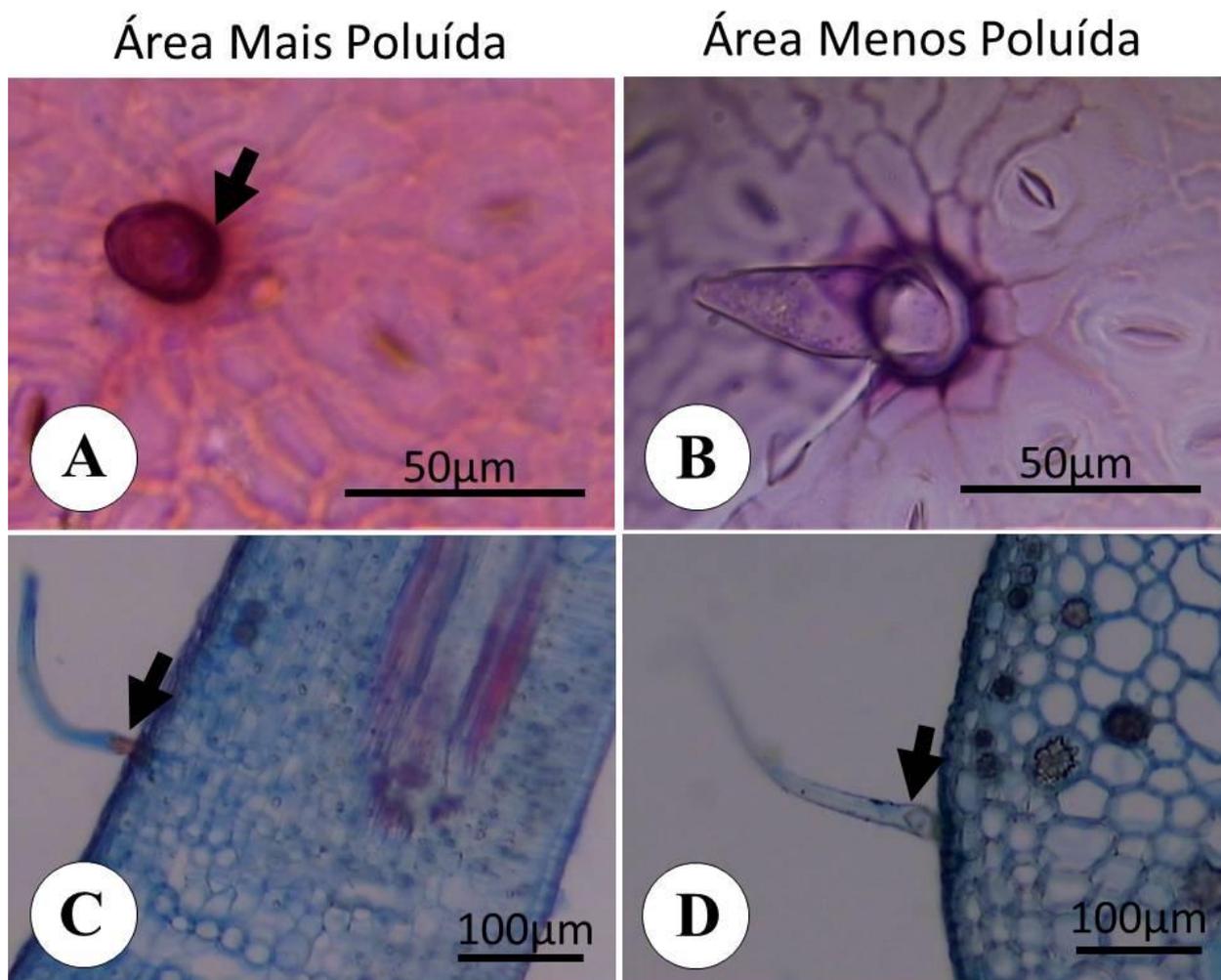


Figura 11. Vista paradérmica e transversal da face abaxial da epiderme de folha de *Terminalia catappa* L. (Combretaceae). A,B. Tricoma tector, seta apontando cicatriz de tricoma em A e detalhe de tricoma tector em B; C. Vista transversal do mesofilo com seta apontando tricoma na face abaxial; D. Seta apontando tricoma na face abaxial na região da nervura principal da folha.

Em vista transversal das folhas de *T. catappa*, não foram encontradas diferenças significativas para os parâmetros de espessura da cutícula, espessura da epiderme nas faces adaxial e abaxial da epiderme, espessura do mesofilo, número de camadas e espessura do parênquima esponjoso e espessura total da folha (Tabela 1). No entanto, os valores médios para espessura e número de camadas do parênquima paliádico mostraram diferença significativa, com maiores valores para as folhas dos indivíduos da área mais e menos poluída, respectivamente (Tabela 1, Figura 13).

A ausência de variação significativa para a espessura da cutícula nas folhas, de ambas as áreas, mostra que esta espécie, aparentemente, não produz mais cera como uma resposta de resistência à poluição, visto que ela é a primeira camada a entrar em contato com o ar atmosférico (Pal et al., 2002; Kardel et al., 2010). Este comportamento vai de encontro ao observado por muitos autores em plantas

submetidas a condições ambientais de estresse, quando, em geral, elas aumentam a produção de cera e consequente espessura da cutícula (Pal et al., 2002). Estes autores afirmam que as plantas respondem aos efeitos estressantes do ambiente com o aumento da produção de cera, aumentando a espessura da cutícula; entretanto, indivíduos sob forte poluição atmosférica em ambientes com elevadas temperaturas podem ter esta espessura reduzida em função da ação dos gases poluentes sobre a superfície das folhas, reduzindo a espessura da cutícula. Este fato pode explicar o que foi encontrado nas folhas dos indivíduos de *T. catappa* que estão estabelecidos na área mais poluída, na Avenida Mascarenhas de Moraes.

Corroborando nossos resultados, diferença significativa na espessura do parênquima paliádico entre indivíduos estabelecidos nas áreas com maior e menor poluição atmosférica também foi relatado por Alves et al. (2008); as maiores médias foram

obtidas para as folhas dos indivíduos sob menor grau de poluição.

No entanto, nossos indivíduos da área com menor grau de poluição atmosférica apresentaram os menores valores para este parâmetro. Alves et al. (2008) comentam que uma maior espessura do parênquima paliçádico em locais com maior poluição do ar pode ser um mecanismo que dificulta a difusão do gás ozônio, abundante em áreas com elevados níveis de poluição atmosférica. Além disso, Khavanin Zadeh et al. (2012) apontam as características do mesófilo como indicadores da qualidade ambiental, verificando que a reflectância é maior nos vegetais estabelecidos em áreas mais

poluídas. Essa reflectância foliar pode estar relacionada ao acúmulo de poluentes na superfície das folhas, assim como pode ser maximizada por características anatômicas como espessura da folha, espessura da cutícula, ou ainda espessura e número de camadas de parênquima clorofiliano, paliçádico e esponjoso (Sims e Gamom, 2002; Honour et al., 2009).

O espessamento total da folha evidenciado nos indivíduos da área com maior poluição ambiental é explicado pela espessura e aumento do número de camadas do parênquima paliçádico.

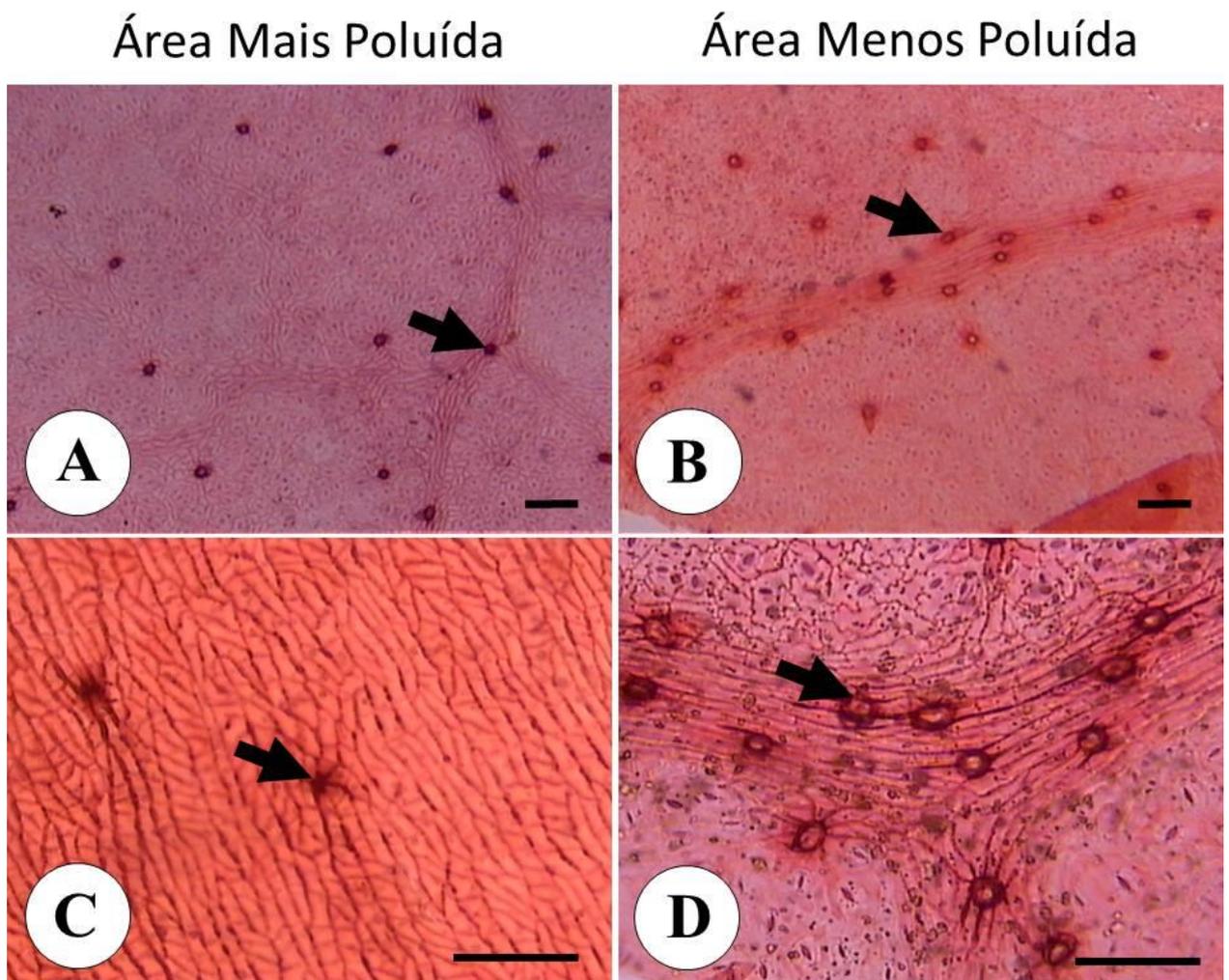


Figura 12. Vista paradérmica da face abaxial da epiderme foliar de *Terminalia cattapa* L. (Combretaceae). A,B. Epiderme de folha, mostrando cicatrizes de tricomas, localizadas principalmente na região da nervura (setas); C,D. Detalhe das cicatrizes de tricomas, mostrando maior ocorrência sobre a região da nervura de folha da área menos poluída. Barras: 100 μ m.

Considerando a presença de cristais, foram encontrados idioblastos contendo drusas nas folhas dos indivíduos das duas áreas estudadas. Este parâmetro mostrou diferença significativa, com $p=0,008694$, entre as duas áreas, com uma maior quantidade destes cristais nas folhas dos indivíduos da área mais poluída (Tabela 1, Figura 14). Além disso, estes cristais estão presentes predominantemente na região da nervura principal (Figura 15). Uma maior quantidade de cristais em áreas com maiores níveis de poluição também foi

encontrada em *Eugenia uniflora*, em São Paulo, por Alves et al. (2008). Isto sugere uma influência da poluição do ar na formação destes cristais, visto que é uma reação da planta a acumulação de íons em excesso, e estes, por sua vez, são concentrados com mais facilidade nas folhas em locais com maior poluição atmosférica e sob elevada temperatura, o que aumenta a evapotranspiração e, conseqüentemente, promove a formação de cristais.

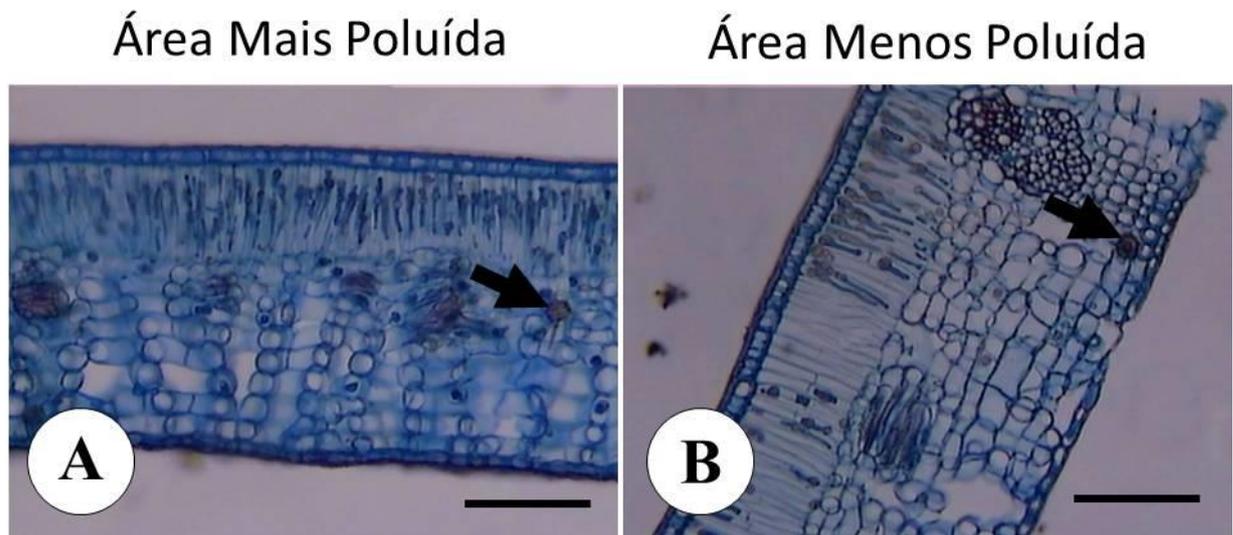


Figura 13. Vista transversal, sob microscopia óptica, das folhas de *Terminalia catappa* L. (Combretaceae). A. Mesofilo de folha da área mais poluída; B. Mesofilo de folha da área menos poluída. Barras: 100 μ m.

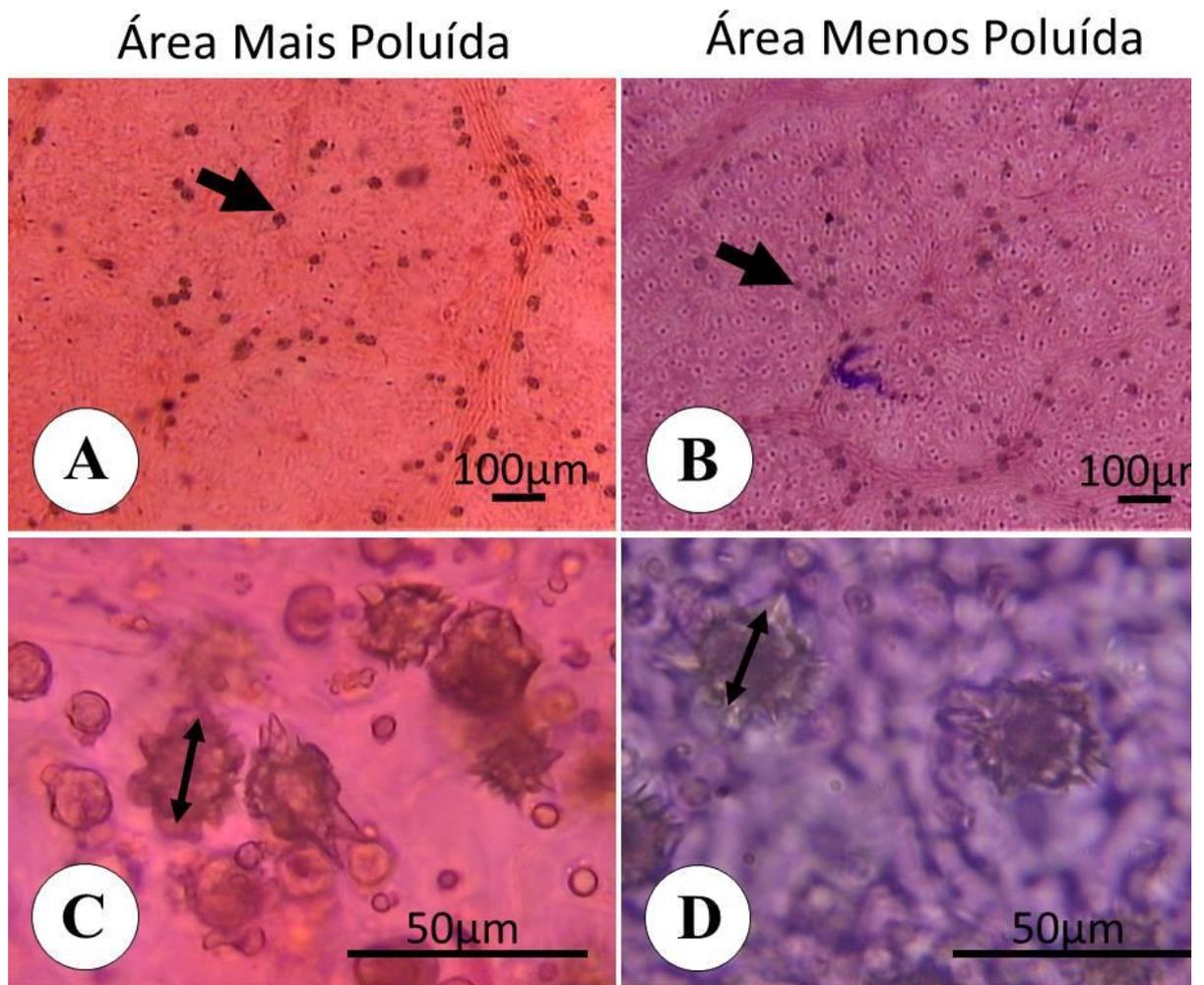


Figura 14. Vista paradérmica da face abaxial da epiderme, sob microscopia óptica, das folhas de *Terminalia catappa* L. (Combretaceae). A,B. Epiderme de folha, mostrando cristais, mostrando maior densidade nas folha da área mais poluída, localizadas principalmente na região da nervura (setas); C,D. Detalhe dos cristais.

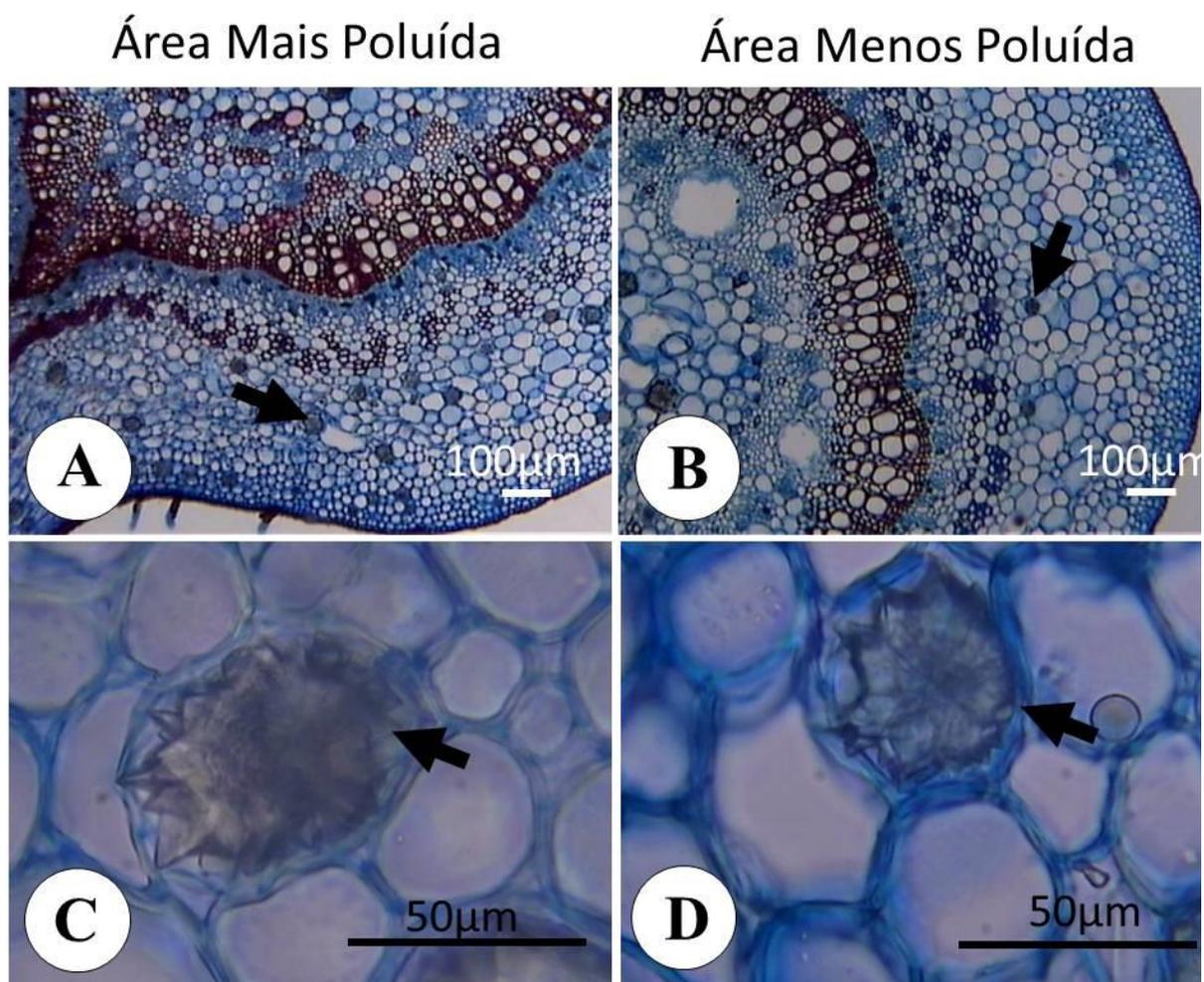


Figura 15. Vista transversal, sob microscopia óptica, das folhas de *Terminalia catappa* L. (Combretaceae). A. Mesófilo de folha da área mais poluída; B. Mesófilo de folha da área menos poluída. “setas” apontando drusas na região da nervura principal.

Conclusão

A espécie estudada, *Terminalia catappa*, apresentou diferença significativa para a área e a largura foliar, assim como para a densidade estomática, o índice e a densidade de tricomas, a espessura do parênquima paliçádico e o número de cristais, indicando esta espécie como potencial biodiadora de poluição ambiental.

Seu uso em áreas de intenso tráfego automobilístico pode contribuir para um biomonitoramento mais eficiente da qualidade do ar, enfatizando seu potencial para arborização urbana, auxiliando na diminuição de poluentes atmosféricos, reduzindo os riscos de doenças respiratórias e no conforto térmico para a população que reside e trabalha no entorno destas áreas.

Em função do maior índice de tricomas ocorrer nas folhas da área menos poluída, em oposição aos extensos resultados encontrados na literatura, nossos resultados indicam uma necessidade de maiores estudos sobre o comportamento da diferenciação de tricomas em folhas de indivíduos crescendo sob variados graus de poluição urbana.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao apoio financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e da Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia de Pernambuco (FACEPE) através da concessão das bolsas de estudo dos discentes; à Prefeitura Municipal da Cidade do Recife pela autorização para a coleta das amostras nos indivíduos estudados, e ao apoio institucional da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) e da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), através do uso de suas instalações. Agradecemos ao CNPq pela Bolsa de Produtividade da Profa. Dra. Rejane Magalhães de Mendonça Pimentel.

Referências

- Alves, E.S.; Tresmondi, F.; Longui, E.L. 2008. Leaf anatomy of *Eugenia uniflora* L. (Myrtaceae) in urban and rural environments, São Paulo State, Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, v.22, p.241-248.
- Ayres, M.; Ayres Júnior, M.A.; Ayres, D.L.; Santos, A.A.S. 2007. *BioEstat: Aplicações Estatísticas nas Áreas das Ciências Bio-Médicas*. Belém, Pará.
- Azuaga, D. 2000. Danos ambientais causados por veículos leves no Brasil. Tese de mestrado em Engenharia – UFRJ.
- Balasoorya, B.L.W.K.; Samson, R.; Mbikwa, F.; Vitharana, U.W.A.; Boeckx, P.; Van Meirvenne, M. 2009. Biomonitoring of urban habitat quality by anatomical and chemical leaf characteristics. *Environmental and Experimental Botany*, v. 65, p.386-394.
- Beerling, D.J.; Osborne, C.P.; Chalone, W.G. 2001. Evolution of leaf-form in land plants linked to atmospheric CO₂ decline in the Late Palaeozoic era. *Nature*, v. 410, p.352-354.
- Biondi, D. 1985. Diagnóstico da Arborização de Ruas da Cidade do Recife. Dissertação de mestrado do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná.
- Bosu, P.P.; Wagner, M.R. 2007. Effects of Induced Water Stress on Leaf Trichome Density and Foliar Nutrients of Three Elm (*Ulmus*) Species: Implications for Resistance to the Elm Leaf Beetle. *Environmental Entomology*, v.36, n.3, p.595-601.
- Briggs, D.J.; De Hoogh, C.; Gulliver, J.; Wills, J.; Paul, E.; Simon, K.; Kirsty, S. 2000. A regression-based method for mapping traffic-related air pollution: application and testing in four contrasting urban environments. *The Science of the Total Environment*, v.253, p.151-167.
- Brilhante, O.M. 1999. Gestão e Avaliação da Poluição, Impacto e Risco na Saúde Ambiental. In: Brilhante, O.M.; Caldas, L.Q.A. (Coord.). *Gestão e avaliação de risco em saúde ambiental* [online]. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 1999. pp.19-75. Disponível em: <http://books.scielo.org/id/ffk9n/pdf/brilhante-9788575412411-03.pdf> Acessado em: 17-06-2015.
- Brophy, N.; Dore, C.; Hann, M.R.; Jackson, J.; King, K.; Murrells, T.P.; Passant, N.; Thistlewaite, G.; Wagner, A. 2007. Air Quality Pollutant Inventories for England, Scotland, Wales and Northern Ireland, pp.1990-2005. Report AEAT/ENV/R/2480.
- Camargo, M.A.B.; Marengo, R.A. 2011. Density, size and distribution of stomata in 35 rainforest tree species in Central Amazonia. *Acta Amazonica*, v.41, n.2, p.205-212.
- Caricchia, A.M.; Chiavarini, S.; Pezza, M. 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmosphere particulate matter in the city of Naples (Italy). *Atmospheric Environment*, v.33, n.23, p.3731-3738.
- Colville, R.N.; Hutchinson, E.J.; Mindell, J.S.; Warren, R.F. 2001. The transport sector as a source of air pollution. *Atmospheric Environment*, v.35, n.9, p.1537-1565.
- Costa, V.B.S. da; Almeida, G.M.A. de; Chagas, M. das G.S. das; Pimentel, R.M. de M. 2011. Indicadores Anatômicos Foliares Como Estratégias de Defesa Contra Elevada Incidência Luminosa. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.2, p.349-364.
- De Nicola, F.; Maisto, G.; Prati, M.V.; Alfani, A. 2008. Leaf accumulation of trace elements and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in

- Quercus ilex* L. Environmental Pollution, v.153, p.376-383.
- Diário de Pernambuco. 2011. Disponível em: <http://blogs.diariodepernambuco.com.br/mobilidadeurbana/tag/mascarenhas-de-moraes>. Acessado em: 15-06-2015.
- Drumm, F.C.; Gerhardt, A.E.; Fernandes, G.D.; Chagas, P.; Sucolotti, M.S.; Kemerich, P.D.C. 2014. Poluição atmosférica proveniente da queima de combustíveis derivados do petróleo em veículos automotores. Revista Eletronica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental, v. 18, n. 1, p. 66-78.
- Duchiade, M.P. 1992. Poluição do Ar e Doenças Respiratórias: Uma Revisão. Caderno de Saúde Pública, v. 8, n. 3, p. 311-330.
- Duldulao, M.C.G.; Gomez, R.A. 2008. Effects of Vehicular Emission on Morphological Characteristics of Young and Mature Leaves of Sunflower (*Tithonia diversifolia*) and Napier Grass (*Pennisetum purpureum*). Research Journal, v.XVI, p.142-151.
- Falla, J.; Laval-Gilly, P.; Henryon, M.; Morlot, D.; Ferard, J.F. 2000. Biological air quality monitoring: a review. Environmental Monitoring and Assessment, v.64, n.3, p.627-644.
- Favaretto, J.A. 1999. Biologia. Volume único. São Paulo: Editora Moderna.
- Freedman, B. 1995. Environmental ecology. The ecological effects of pollution, disturbance and other stresses. 2nd. San Diego: Academic Press Inc.
- Garg, K.K.; Varshney, C.K. 1980. Effect of air pollution on the leaf epidermis at the submicroscopic level. Experientia, v.36, p.1364-1366.
- Gouveia, N.; Mendonça, G.A.S.; Leon, A.P.; Correia, J.E.M.; Freitas, C.U.; Dumas, R.P.; Martins, L.C.; Giussepe, L.; Conceição, G.M.S.; Manerich, A.; Cunha-Cruz, J. 2013. Poluição do ar e efeitos na saúde nas populações de duas grandes metrópoles brasileiras. Epidemiologia e Serviços de Saúde, v.12, n.1, p.29-40.
- Guarheiro, L.L.N.; Vasconcellos, P.C.; Solcib, M.C. 2011. Poluentes Atmosféricos Provenientes da Queima de Combustíveis Fósseis e Biocombustíveis: Uma Breve Revisão. Revista Virtual de Química, v.3, n.5, p.434-445.
- Guiselini, C.; Silva, I.J.O.; Piedade, S.M. 1999. Avaliação da Qualidade do Sombreamento Arbóreo no Meio Rural. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.3, n.3, p.380-384.
- Honour, S.L.; Bell, J.N.B.; Ashenden, T.W.; Cape, J.N.; Power, S.A. 2009. Responses of herbaceous plants to urban air pollution: Effects on growth, phenology and leaf surface characteristics. Environmental Pollution, v.157, n.4, p.1279-1286.
- IBGE. 2015. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/estadosat/perfil.php?sigla=pe>. Acessado em 15/06/2015.
- INMET. 2015. Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br>. Acesso em 15/06/2015.
- IPCC – Intergovernmental Panel for Climate Change - Climate Change 2007: Synthesis Report. Disponível em: http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr.pdf. Acesso em: 10 nov. 2013.
- Ivani, S.A.; Silva, B.M.S.; Oliveira, C.; Môro, F.V. 2008. Morfologia de Frutos, Sementes e Plântulas de Castanheira (*Terminalia catappa* L. - Combretaceae). Revista Brasileira de Fruticultura, v.30, n.2, p.517-522.
- Johansen, D.A. 1940. Plant Microtechnique. New York: McGraw-Hill Book Co. Inc. 523p.
- Kardel, F.; Wuyts, K.; Babanezhad, M.; Vitharana, U. W.A.; Wuytack, T.; Potters, G.; Samson, R. 2010. Assessing urban habitat quality based on specific leaf area and stomatal characteristics of *Plantago lanceolata* L. Environmental Pollution, v.158, n.3, p.788-794.
- Kardel, F.; Wuyts, K.; Maher, B.A.; Hansard, R.; Samson, R. 2011. Leaf saturation isothermal remanent magnetization (SIRM) as a proxy for particulate matter monitoring: inter-species differences and in-season variation. Atmospheric Environment, v.45, p.5164-5171.
- Khavanin Zadeh, A.R.; Veroustraete, F.; Buytaert, J.A.N.; Dirckx, J.; Samson, R. 2013. Assessing urban habitat quality using spectral characteristics of *Tilia* leaves. Environmental Pollution, v.178, p.7-14.
- Khavanin Zadeh, A.R.; Veroustraete, F.; Wuyts, K.; Kardel, F.; Samson, R. 2012. Dorsi-ventral leaf reflectance properties of *Carpinus betulus* L.: an indicator of urban habitat quality. Environmental Pollution, v.162, p.332-337.
- Klumpp, A.; Ansel, W.; Klumpp, G.; Formin, A. 2001. Um novo conceito de monitoramento e comunicação ambiental: a rede europeia para a avaliação da qualidade do ar usando plantas bioindicadoras (EuroBionet). Revista Brasileira de Botânica, v.24, n.4(supl.), p.511-518.
- Larcher, W. 2003. Physiological Plant Ecology: Ecophysiology and Stress Physiology of Functional Groups, 4ª ed. Springer, pp.437-450.
- Lora, E.S; Teiceira, F.N. 2001. Energia e meio ambiente. In: Marques, M.C.S; Haddad, J.; Martins, A.R.S. (coord). Conservação de energia: eficiência energética de instalações e equipamentos. Itajubá, MG: FUPA, Cap. 3, pp.43-128.
- Marquete, N.; Loiola, M.I.B. 2015. *Combretaceae* in Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em:

- <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB22511>>. Acessado em: 08 de junho.
- Martins, A.P.G. 2009. Cascas de árvores como biomonitores da poluição atmosférica de origem veicular em parques urbanos da cidade de São Paulo. Tese (Faculdade de Medicina). Universidade de São Paulo.
- Meerabai, G.; Venkata Ramana, C.; Rasheed, M. 2012. Effect of air pollutants on leaves of pigeon pea, a pulse crop of Fabaceae growing in the vicinity of a silicon industry, World Rural Observations, v.4, n.2, p.19-21.
- Mitchell, R.; Maher, B.A.; Kinnersley, R. 2010. Rates of particulate pollution deposition onto leaf surfaces: temporal and inter-species magnetic analyses. Environmental Pollution, v.158, p.1472-1478.
- Ogunkunle, C.O.; Abdulrahman, A.A.; Fatoba, P.O. 2013. Influence of cement dust pollution on leaf epidermal features of *Pennisetum purpureum* and *Sida acuta*. Environmental and Experimental Biology, v.11, p.73-79.
- Pal, A.; Kulshreshtha, K.; Ahmad, K.J.; Behl, H.M. 2002. Do leaf surface characters play a role in plant resistance to auto-exhaust pollution? Flora, v.197, p.47-55.
- Piraino, F.; Aina, R.; Palin, L.; Prato, N.; Sgorbati, S.; Santagostino, A.; Citterio, S. 2006. Air quality biomonitoring: assessment of air pollution genotoxicity in the province of Novara (North Italy) by using *Trifolium repens* L. and molecular markers. Science of the Total Environment, v.372, n.1, p.350-359.
- Romermann, B.M.; Kirchner, M.; Kudernatch, T.; Jakobi, G.; Fischer, A. 2006. Changed vegetation composition in coniferous forest near motorways in southern Germany: the effects of traffic-born pollution. Environmental Pollution, v.143, n.3, p.572-581.
- Santos, M.N.; Teixeira, M.L.F. 2010. Semente de amendoeira (*Terminalia catappa* L.) (Combretaceae) como substrato para o cultivo de orquídeas epífitas. Acta Scientiarum. Agronomy, v.32, n.2, p.339-343.
- Sharma, G.K.; Butler, J. 1975. Environmental Pollution: Leaf Cuticular Patterns in *Trifolium pratense* L. Ann. Bot., v.39, n.5, p.1087-1090.
- Sharma, G.K.; Chandler, C.; Salemi, L. 1980. Environmental Pollution and Leaf Cuticular Variation in Kudzu (*Pueraria lobate* Willd.). Annals of Botany, v.45, n.1, p.77-80.
- Sims, D.A.; Gamon, J.A. 2002. Relationships between leaf pigment content and spectral reflectance across a wide range of species, leaf structures and developmental stages. Remote Sensing of Environment, v.81, p.337-354.
- Souza, A.L. de; Ferreira, R.A.; Mello, A.A. de; Plácido, D. da R.; Santos, C.Z.A. dos; Graça, D.A.S. da; Almeida Júnior, P.P. de; Barretto, S.S.B.; Dantas, J.D. de M.; Paula, J.W.A. de; Silva, T.L. da; Gomes, L.P.S. 2011. Diagnóstico Quantitativo e Qualitativo da Arborização das Praças de Aracaju, SE. Revista Árvore, v.35, n.6, p.1253-1263.
- Strasburger, E. 1924. Handbook of Practical Botany. New York: MacMillan.
- Thomson, L.A.J.; Evans, B. 2006. *Terminalia catappa* (tropical almond), ver. 2.2. In: Elevitch, C.R. (Ed.). Species profiles for pacific Island agroforestry: permanent agriculture resources (PAR). Disponível em: <http://agroforestry.org/free-publications/traditional-tree-profiles>> Acessado em: 08 de junho de 2015.
- Toledo, G.I.F.M.; Nardocci, A.C. 2011. Poluição veicular e saúde da população: uma revisão sobre o município de São Paulo (SP), Brasil. Revista Brasileira de Epidemiologia, v.14, n.3, p.445-454.
- Verma, A.; Singh, S.N. 2006. Biochemical and ultrastructural changes in plant foliage exposed to auto-pollution. Environmental Monitoring and Assessment, v.120, p.585-602.
- WHO. 2009. World Health Organization. Climate Change is affecting our health: something should be done now. [Em linha] Geneva: World Health Organization, Disponível em:
- Wilcox, D.B.; Dove, D.; McDavid, D.G. 2002. Image Tool. Texas: University of Texas Health Science Center. Garg, K.K.; Varshney, C.K. 1980. Effect of air pollution on the leaf epidermis at the submicroscopic level. Experientia, v.36, n.12, p.1364-1366.