

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO  
ESCOLA DE ENFERMAGEM DE RIBEIRÃO PRETO

ANA PAULA MILLA DOS SANTOS

**Biomonitoramento vegetal da qualidade do ar em Ribeirão Preto - SP**

Ribeirão Preto

2012

<p>SANTOS ANA PAULA MILLA</p>	<p><b>Biomonitoramento vegetal da qualidade do ar em Ribeirão Preto – SP</b></p>		<p><b>Ribeirão Preto 2012</b></p>
-----------------------------------	--	--	---

ANA PAULA MILLA DOS SANTOS

Biomonitoramento vegetal da qualidade do ar em Ribeirão Preto - SP

Tese apresentada à Escola de Enfermagem de  
Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo  
para obtenção do título de Doutor em Ciências,  
Programa de Pós-Graduação em Enfermagem  
em Saúde Pública

Linha de Pesquisa: Saúde Ambiental

Orientadora: Profa. Dra. Angela Maria  
Magosso Takayanagui

Coorientador: Prof. Dr. Carlos Alberto  
Martinez y Huaman

Ribeirão Preto

2012

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

## FICHA CATALOGRÁFICA

Santos, Ana Paula Milla  
Biomonitoramento vegetal da qualidade do ar em Ribeirão Preto-  
SP. Ribeirão Preto, 2012.  
162 f. : il. ; 30cm

Tese de Doutorado, apresentada à Escola de Enfermagem de  
Ribeirão Preto/USP. Área de concentração: Enfermagem em Saúde  
Pública. Ribeirão Preto, 2012.

Orientadora: Takayanagui, Angela Maria Magosso.  
Coorientador: Martinez, Carlos Alberto.

1. Saúde ambiental. 2. Poluição do ar. 3. Indicadores biológicos. 4.  
Estresse oxidativo. 5. Doenças respiratórias.

SANTOS, Ana Paula Milla

Biomonitoramento vegetal da qualidade do ar em Ribeirão Preto-SP

Tese apresentada à Escola de  
Enfermagem de Ribeirão Preto da  
Universidade de São Paulo para  
obtenção do título de Doutor em  
Ciências, Programa de Enfermagem  
em Saúde Pública

Aprovado em:

Banca Examinadora

Prof. Dr. \_\_\_\_\_

Instituição: \_\_\_\_\_ Assinatura: \_\_\_\_\_

*Dedico este trabalho aos meus pais,  
Ana Lúcia e José, e ao meu irmão  
Alberto, pelo amor, carinho,  
presença e incansável apoio!*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por mais essa vitória, por sempre estar presente me guiando e colocando pessoas no meu caminho que tanto me ajudaram.

Em especial à Profa. Dra. Angela Takayanagui e ao Prof. Dr. Carlos Martinez pelo carinho e paciência na orientação deste trabalho, e pelos anos de convivência e amizade durante os quais muito me ensinaram, tendo uma valiosa contribuição para a minha formação acadêmica e pessoal.

À Dirigente Regional de Ensino de Ribeirão Preto, Sra. Gertrudes A. Ferreira, e aos diretores das escolas estaduais onde foram desenvolvidos os experimentos de biomonitoramento, Sr. Nelson de Azevedo e Sra. Diva H. M. Garcia, pela autorização e apoio para a realização da pesquisa.

Ao gerente da Cetesb, Engenheiro Marco Antônio Artuzo e ao Engenheiro Hélder Reis, pelas sugestões no início da pesquisa.

Ao engenheiro Milton Estrela, gerente do Departamento de Meio Ambiente da Companhia Energética de São Paulo (Cesp) de Paraíbuna, pela doação das mudas de *Tibouchina pulchra*.

Aos professores Dr. Paulo Saldiva e Dra. Eliane Guimarães da FMUSP, Dra. Marisa Domingos do IBt, pelas sugestões e apoio durante o processo de definição metodológica desta pesquisa.

Ao Prof. Dr. Arnaldo Cardoso e Dr. Gabriel Garcia, do Instituto de Química da UNESP de Araraquara, pela ajuda com a amostragem passiva de ozônio.

Ao Prof. Dr. Milton Groppo, do Departamento de Biologia da FFCLRP/USP, pela disponibilização da estufa para secagem do material vegetal.

À Profa. Dra. Susana Segura Muñoz pela atenção e ajuda em vários momentos, especialmente com a disponibilização do microscópio para análise de micronúcleos e a orientação sobre as

análises de metais, colaborando para a realização do meu estágio de doutorado na Universitat Rovira i Virgili (URV), Espanha.

Aos professores Dr. José Domingo, Dr. Martí Nadal e Dra. Marta Schumacher pela orientação durante o período de estágio na URV. E aos colegas de trabalho, pesquisadores Ana Passuelo, Maria José Amores, Montserrat, Kim, Neus, Fátima, Francesc e Bea pelo carinho com que me receberam e por toda a ajuda oferecida.

À Sílvia Carla S. André, pela amizade fiel e verdadeira, pela companhia em momentos descontraídos ou difíceis e corridos, pelas ótimas gargalhadas e pela eficiente habilidade para encher vasos.

Aos amigos e companheiros de trabalho da EERP e da FFCLRP, Tatiane, Francine, Juliana, Adriana, Jucilea, Tânia, Jéssica, Carol, Renato, Brisa, Cássio, Fabiana, Daniele, Hilda, Mateus, Jorge, Daiane e Andressa.

A todos os funcionários da EERP e da FFCLRP que contribuíram para a realização deste trabalho, em especial ao Joel pela ajuda na preparação e instalação dos experimentos.

À Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, pela oportunidade de realização do curso de doutorado.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio financeiro para a realização desta pesquisa com a concessão da bolsa de doutorado (Processo nº 141717/2009-2) e de estágio no exterior (Processo nº 201391/2011-2).

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (Fapesp), pelo apoio financeiro por meio de Auxílio à Pesquisa Regular (Processo 2009/09198-2), concedido à Profa. Dra. Angela Takayanagui, orientadora desta pesquisa.

A todos os meus familiares, em especial ao Anderson Senhuk pelo amor e compreensão, por valorizar meu trabalho e pela vontade contagiante de sempre me ver crescendo.

**MUITO OBRIGADA!**

## RESUMO

SANTOS, A. P. M. **Biomonitoramento vegetal da qualidade do ar em Ribeirão Preto – SP**. 2012. 162 f. Tese de Doutorado – Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2012.

O monitoramento da qualidade do ar em Ribeirão Preto-SP é realizado pela Cetesb por métodos convencionais e, até o momento, nenhum estudo experimental sobre biomonitoramento da poluição atmosférica foi realizado na região. O município apresenta um crescente número de veículos automotores e está localizado em uma das regiões mais importantes do país para o setor sucroalcooleiro. A frequente queima da biomassa insere a região na lista do campo de atuação do VIGIAR-Programa de Vigilância em Saúde Ambiental do Ministério da Saúde, sendo de interesse, tanto o monitoramento da poluição do ar, como o conhecimento dos indicadores de saúde da população exposta. Nesse contexto, esta pesquisa teve como objetivo avaliar a qualidade do ar em Ribeirão Preto por meio de biomonitoramento vegetal, relacionando ao quadro de morbidade respiratória da população. Os experimentos foram conduzidos em três regiões urbanas do município, durante dois períodos: março a junho e julho a outubro de 2011. Em cada região foram expostas 24 mudas de cada espécie, *Tibouchina pulchra* e *Tradescantia pallida*, a 50% de sombreamento e a pleno sol. Foram analisados parâmetros fisiológicos, anatômicos, de crescimento e a composição química foliar. Os resultados foram comparados entre regiões e tratamentos de sol e sombra, relacionando-os com parâmetros ambientais (MP<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, temperatura, umidade relativa do ar, precipitação e radiação solar). O quadro de morbidade respiratória da população foi analisado, buscando-se relacionar dados de internações do Datasus com indicadores ambientais obtidos na Cetesb e no CIIAgo, entre 2009 e 2011. Os resultados indicaram que os níveis de poluentes atmosféricos no município, no período do estudo, comprometeram a capacidade fotossintética das plantas, afetando significativamente o seu crescimento. Em geral, as plantas expostas na região central apresentaram maior fotoinibição, menor teor de clorofila total, menor atividade específica da SOD, menor espessura foliar, menor AFE, menor produção de biomassa e maior acúmulo foliar de elementos químicos relacionados à poluição atmosférica. Ainda, foi possível observar maior efeito genotóxico durante a formação de gametas em *T. pallida*, em plantas expostas nessa região, caracterizada por intenso fluxo de veículos. Quanto à relação entre a taxa de internações hospitalares por doenças respiratórias e a concentração mensal de MP<sub>10</sub> e NO<sub>2</sub>, destaca-se que, mesmo diante

de níveis de poluição abaixo dos limites permitidos pelos padrões nacionais, foi observada uma associação moderada, principalmente entre crianças menores de cinco anos de idade, no período mais seco e frio do ano. Os resultados encontrados com esta pesquisa poderão servir como subsídios para a implementação dos novos padrões de qualidade do ar, atualmente em discussão no estado de São Paulo, ao revelar importantes indicadores de estresse em plantas devido à exposição a poluentes atmosféricos, mostrando ser factível a utilização do biomonitoramento para avaliação da qualidade do ar, como ferramenta complementar, além de um importante elemento para programas de educação ambiental. Esta pesquisa também revela a importância de adoção de evidências científicas, quanto ao impacto da poluição do ar sobre a saúde, pelo sistema de gestão ambiental, estimulando o desenvolvimento de estratégias inovadoras para alcançar melhores indicadores de qualidade do ar. Ainda, esta investigação traz novas ferramentas para a identificação de áreas de atenção ambiental atmosférica de interesse para a saúde, assim como de grupos populacionais expostos à poluição do ar, o que representa um dos grandes desafios do Programa de Ações Prioritárias da Vigilância em Saúde do VIGIAR, não apenas no estado de São Paulo, mas também em realidades similares.

Palavras-chave: Saúde ambiental. Poluição do ar. Indicadores biológicos. Estresse oxidativo. Doenças respiratórias.

## ABSTRACT

SANTOS, A. P. M. **Biomonitoring of air quality with plants in Ribeirão Preto – SP.** 2012. 162 p. Doctoral Thesis –Ribeirão Preto College of Nursing, University of São Paulo, Ribeirão Preto, 2012.

The air quality monitoring in Ribeirão Preto is carried out by Cetesb with conventional methods and, until now, no experimental study on air pollution biomonitoring was conducted in the region. The city has a growing number of motor vehicles and is located in one of the most important regions of the country for the sugarcane sector. The frequent burning of biomass inserts the region in the list of VIGIAR-Surveillance Program on Environmental Health of the Ministry of Health, and is of interest, both the monitoring of air pollution, such as knowledge of the health indicators of the population exposed, being of interest, both the monitoring of air pollution, and the indicators of exposed population's health. In this context, this study aimed to assess the air quality in Ribeirão Preto through plant biomonitoring, relating to the framework of respiratory morbidity of the population. The experiments were conducted in three points of the city during two periods: from March to June and from July to October 2011. In each point 24 seedlings of each species, *Tibouchina pulchra* and *Tradescantia pallida*, were exposed in 50% shade and full sun. Physiological, anatomical, growth parameters and chemical leaf composition were analyzed in these plants. The results were compared between regions, under treatments of sun and shade, relating them with environmental parameters (PM<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, temperature, air relative humidity, rainfall and solar radiation). Still, the respiratory morbidity of the population was analyzed, relating Datasus data on respiratory hospitalizations with environmental indicators obtained in Cetesb and CIIA Agro between 2009 and 2011. The results indicated that the levels of air pollutants in the city undertook the photosynthetic capacity of the plants, significantly affecting their growth. In general, the plants exposed in the central region showed greater photoinhibition, lower total chlorophyll content, lower specific activity of SOD, lower leaf thickness, lower AFE, lower biomass production and higher accumulation of leaf chemical elements related to air pollution. It was also possible to notice greater genotoxic effect during the gametes formation in *T. pallida*, in plants exposed in this region, characterized by intense traffic flow and consequently higher concentration of air pollutants. Even with pollution levels below the limits allowed by national standards, it was observed a moderate association between the rate of hospitalization for respiratory diseases and the monthly concentration of PM<sub>10</sub> and NO<sub>2</sub>,

especially among children under five years old, in the driest and coldest period of the year. The results of this research may serve as subsidies for the implementation of new air quality standards, currently under discussion in the São Paulo state, revealing important indicators of stress in plants due to exposure to air pollutants, showing to be feasible the use of biomonitoring assessment of air quality as a complementary tool, and an important element for environmental education programs. This research also shows the importance of adopting scientific evidence about the impact of air pollution on health, by the environmental management system, stimulating the development of innovative strategies to achieve better indicators of air quality. Still, this research provides new tools for identifying areas of atmospheric environmental attention, of interest to health, and population groups exposed to air pollution, which is one of the great challenges of the Priority Actions Programme of Surveillance health of VIGIAR, not only for the state of São Paulo but also in similar situations.

Keywords: Environmental health. Air pollution. Biological indicators. Oxidative estress. Respiratory tract diseases.

## RESUMEN

SANTOS, A. P. M. **Biomonitoreo vegetal de la calidad del aire en Ribeirão Preto – SP.** 2012. 162 h. Tesis de Doctorado - Escuela de Enfermería de Ribeirão Preto, Universidad de São Paulo, Ribeirão Preto, 2012.

El monitoreo de la calidad del aire es llevado a cabo en Ribeirão Preto por la Cetesb con métodos convencionales y, hasta el momento, ningún estudio experimental sobre el biomonitoreo de la contaminación atmosférica ha sido realizado en la región. La ciudad cuenta con un número creciente de vehículos automotores y está ubicada en una de las regiones productoras de caña de azúcar más importantes del país. La quema de biomasa de caña de azúcar incluye la región en el área de actuación de VIGIAR-Programa de Vigilancia en Salud Ambiental y son de interés, tanto el control de la contaminación del aire, como el conocimiento de los indicadores de salud de la población expuesta. En este contexto, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar la calidad del aire en Ribeirão Preto por biomonitoreo vegetal, relacionándola con el perfil de morbilidad respiratoria de la población. Los experimentos se llevaron a cabo en tres regiones de la ciudad durante dos períodos: marzo-junio y julio-octubre de 2011. En cada región se expusieron 24 plántulas de cada especie, *Tibouchina pulchra* y *Tradescantia pallida*, 50% en condiciones de sombra y 50% de sol. Se analizaron en las plantas parámetros fisiológicos y anatómicos, así como crecimiento y composición química de las hojas. Se compararon los resultados entre las regiones y entre los tratamientos de sol y sombra, relacionando con parámetros ambientales (PM<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, temperatura, humedad relativa del aire, precipitación y radiación solar). También, se analizó el perfil de morbilidad respiratoria relacionando datos de admisión hospitalar de Datasus con indicadores ambientales obtenidos en Cetesb y CIIAagro entre 2009 y 2011. Los resultados indicaron que los niveles de contaminantes del aire en la ciudad comprometieron la capacidad fotosintética de las plantas, afectando significativamente su crecimiento. En general, las plantas expuestas en la región central demostraron una foto-inhibición más fuerte, menor contenido de clorofila total, menor actividad de SOD, menor grosor de la hoja, menor AFE, menor producción de biomasa y mayor acumulación de elementos químicos foliares relacionados con la contaminación del aire. También se observó un mayor efecto genotóxico durante la formación de gametos en plantas de *T. pallida* expuestas en esta región, caracterizada por el tráfico intenso de vehículos. Aunque los niveles de contaminación fueron inferiores a los límites permitidos por las normas nacionales, fue observada una asociación

moderada entre la tasa de hospitalización por enfermedades respiratorias y la concentración mensual de  $PM_{10}$  y  $NO_2$ , principalmente en niños con menos de cinco años de edad, en el período más seco y frío del año. Los resultados de esta investigación pueden servir como subsidio para la definición de nuevas normas de calidad del aire, que se debaten actualmente en el estado de São Paulo, al revelar indicadores importantes del estrés en las plantas debido a la exposición a contaminantes del aire, comprobando que es factible el uso del biomonitoreo vegetal para la evaluación de la calidad del aire como una herramienta complementaria, y un elemento importante para los programas de educación ambiental. Esta investigación también muestra la importancia de la adopción de evidencias científicas, sobre el impacto de la contaminación atmosférica en la salud, por el sistema de gestión ambiental, estimulando el desarrollo de estrategias innovadoras para alcanzar mejores indicadores de la calidad del aire. Esta investigación proporciona nuevas herramientas para la identificación de áreas de atención del medio ambiente atmosférico, de interés para la salud, así como de grupos poblacionales expuestos a la contaminación del aire, que representa uno de los grandes desafíos del Programa de Acciones Prioritarias de la Vigilancia de la Salud del VIGIAR, no sólo para el estado de São Paulo, sino también en situaciones similares.

Palabras claves: Salud ambiental. Contaminación del aire. Indicadores biológicos. Estrés oxidativo. Enfermedades respiratorias.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fontes e características dos principais poluentes na atmosfera .....	41
Figura 2 - Localização dos pontos de exposição das plantas biomonitoras de poluição do ar, no município de Ribeirão Preto-SP, 2011 .....	63
Figura 3 - <i>Tibouchina pulchra</i> (A) e <i>Tradescantia pallida</i> (B) .....	65
Figura 4 - Sistema de irrigação por capilaridade (A). Exposição das plantas no <i>Campus</i> da USP de Ribeirão Preto (B) e na região residencial, ao lado da estação de monitoramento da Cetesb (C) .....	66
Figura 5 - Conjunto de amostradores de partículas com solução de azul de índigo para amostragem passiva de O <sub>3</sub> .....	68
Figura 6 - Curva de calibração de índigo para amostragem passiva de O <sub>3</sub> .....	68
Figura 7 - Curva de calibração dos resultados obtidos pelo colorímetro CCM 200 para <i>Tibouchina pulchra</i> (A) e <i>Tradescantia pallida</i> (B) .....	70
Figura 8 - Preparação da lâmina para análise de micronúcleos em <i>Tradescantia pallida</i> .....	72
Figura 9 - Micronúcleo (apontado pela seta) em uma tétrade de grão de pólen de <i>Tradescantia pallida</i> .....	73
Figura 10 - Dados meteorológicos (A) e concentração de poluentes atmosféricos (B) em Ribeirão Preto-SP, durante os meses de 2011 .....	79
Figura 11 - Concentração média de O <sub>3</sub> ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) por amostragem passiva nas três regiões estudadas (média $\pm$ desvio padrão) e valores de referência da Cetesb, Ribeirão Preto-SP, 2011 .....	80
Figura 12 - Eficiência quântica máxima do fotossistema II (Fv/Fm) em plantas de <i>Tibouchina pulchra</i> expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011 .....	83
Figura 13 - Eficiência quântica máxima do fotossistema II (Fv/Fm) em plantas de <i>Tradescantia pallida</i> expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011 .....	84

Figura 14 - Fotoinibição (%) em plantas de <i>Tibouchina pulchra</i> expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011 .....	86
Figura 15 - Fotoinibição (%) em plantas de <i>Tradescantia pallida</i> expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011 .....	87
Figura 16 - Teor de clorofila total ( $\mu\text{mol g}^{-1}$ ) em plantas de <i>Tibouchina pulchra</i> expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011 .....	89
Figura 17 - Teor de clorofila total ( $\mu\text{mol g}^{-1}$ ) em plantas de <i>Tradescantia pallida</i> expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011 .....	90
Figura 18 - Atividade específica ( $\text{U mg}^{-1}$ proteína) da enzima superóxido dismutase (SOD) em plantas de <i>Tibouchina pulchra</i> expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011 .....	93
Figura 19 - Atividade específica ( $\text{U mg}^{-1}$ proteína) da enzima superóxido dismutase (SOD) em plantas de <i>Tradescantia pallida</i> expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011 .....	94
Figura 20 - Espessura foliar ( $\mu\text{m}$ ) em plantas de <i>Tibouchina pulchra</i> expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011 .....	96
Figura 21 - Espessura foliar ( $\mu\text{m}$ ) em plantas de <i>Tradescantia pallida</i> expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011 .....	97
Figura 22 - Índice estomático (%) em plantas de <i>Tradescantia pallida</i> expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011 .....	98
Figura 23 - Densidade estomática (estômato $\text{mm}^{-2}$ ) em plantas de <i>Tradescantia pallida</i> expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011 .....	98

Figura 24 - Frequência de micronúcleos-MCN (%) em inflorescências de <i>Tradescantia pallida</i> expostas em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011 .....	99
Figura 25 - Correlação entre a frequência de micronúcleos e a concentração de ozônio por amostragem passiva em Ribeirão Preto-SP, 2011 .....	100
Figura 26 - Variáveis de saúde (A), de poluentes atmosféricos (B) e meteorológicas (C) em Ribeirão Preto-SP, de 2009 a 2011 .....	114
Figura 27 - Análise de componentes principais entre variáveis ambientais e de saúde em Ribeirão Preto-SP, de 2009 a 2011 .....	116

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Padrões internacionais de qualidade do ar recomendados pela EPA e OMS .....	48
Tabela 2 - Padrões nacionais de qualidade do ar segundo Resolução Conama 03/90 .....	49
Tabela 3 - Limites de detecção ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) dos elementos químicos analisados em amostras foliares e de solo, coletadas no final de cada período de exposição das plantas .....	75
Tabela 4 - Dados de temperatura, umidade do ar e fluxo de fótons fotossinteticamente ativos (FFFA) monitorados durante a avaliação dos parâmetros fisiológicos nas plantas expostas em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011 .....	81
Tabela 5 - Parâmetros de crescimento em mudas de <i>Tibouchina pulchra</i> expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, durante o Período 1 (março a junho de 2011) .....	103
Tabela 6 - Parâmetros de crescimento em mudas de <i>Tibouchina pulchra</i> expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, durante o Período 2 (julho a outubro de 2011) .....	104
Tabela 7 - Parâmetros de crescimento em mudas de <i>Tradescantia pallida</i> expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, durante o Período 1 (março a junho de 2011) .....	107
Tabela 8 - Parâmetros de crescimento em mudas de <i>Tradescantia pallida</i> expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, durante o Período 2 (julho a outubro de 2011) .....	108
Tabela 9 - Elementos químicos ( $\mu\text{g g}^{-1}$ de massa seca) em folhas de <i>Tradescantia pallida</i> coletadas após dois períodos de 120 dias de exposição, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011 .....	110
Tabela 10 - Elementos químicos ( $\mu\text{g g}^{-1}$ de massa seca) em folhas de <i>Tibouchina pulchra</i> coletadas após dois períodos de 120 dias de exposição, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011 .....	111

Tabela 11 - Concentração mínima e máxima de elementos químicos ( $\mu\text{g g}^{-1}$ de massa seca) em amostras foliares de <i>Tradescantia pallida</i> .....	112
Tabela 12 - Elementos químicos ( $\mu\text{g g}^{-1}$ de massa seca) em amostras de solos coletadas no final de cada período de exposição das plantas .....	112
Tabela 13 - Análise descritiva das variáveis de saúde, de poluentes atmosféricos e dados meteorológicos .....	113
Tabela 14 - Matriz de correlação de Pearson entre frequência de internações por doenças respiratórias, de acordo com a faixa etária, e variáveis ambientais em Ribeirão Preto-SP, de 2009 a 2011 .....	115

## LISTA DE SIGLAS

AFE	Área Foliar Específica
AFT	Área Foliar Total
AIH	Autorização de Internação Hospitalar
ANOVA	Análise de Variância
APA	Atenção Primária Ambiental
APS	Atenção Primária à Saúde
APX	Ascorbato peroxidase
BDT	Base de Dados Tropical
CAT	Catalase
CESP	Companhia Energética de São Paulo
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CFC	Clorofluorcarbono
CGSAT	Coordenação Geral de Saúde do Trabalhador
CGVAM	Coordenação Geral de Vigilância em Saúde Ambiental
CICPAA	Comissão Intermunicipal de Controle da Poluição das Águas e do Ar
CID	Classificação Internacional de Doenças
CIAGRO	Centro integrado de informações agrometeorológicas
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
CNUMAD	Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COP	Conferência das Partes
COVs	Compostos Orgânicos Voláteis
DATASUS	Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde
DDT	Dithiothreitol
DENATRAN	Departamento Nacional de Trânsito
DPOC	Doença Pulmonar Obstrutiva Crônica
DSAST	Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador
EDTA	Ethylenediamine tetraacetic acid (Ácido etilenodiamino tetra-acético)
EERP	Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto
EPA	Environmental Protection Agency (Agência de Proteção Ambiental)
ETBE	Ethyl tert-butyl ether (Éter etil terc-butílico)

FAPESP	Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo
FFCLRP	Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto
FFFA	Fluxo de fótons fotossinteticamente ativos
F <sub>m</sub>	Fluorescência máxima
F <sub>o</sub>	Fluorescência inicial
F <sub>v</sub>	Fluorescência variável (F <sub>m</sub> -F <sub>o</sub> )
F <sub>v</sub> /F <sub>m</sub>	Eficiência quântica máxima do fotossistema II
GEEs	Gases de Efeito Estufa
GSR	Glutathione reductase
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICP-MS	Inductively Coupled Plasma–Mass Spectrometry (Espectroscopia com Plasma Induzido-Espectroscopia de Massas)
IE	Índice Estomático
IIED	International Institute for Environment and Development (Instituto Internacional do Meio Ambiente e Desenvolvimento)
INAIRA	Instituto Nacional de Análise Integrada de Risco Ambiental
ISAAC	International Study of Asthma and Allergies in Childhood (Estudo Internacional de Asma e Alergias em Crianças)
MBG	Missouri Botanical Garden (Jardim Botânico de Missouri)
MCN	Micronúcleo
MDL	Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MMT	Methylcyclopentadienyl manganese tricarbonyl (Metil ciclopentadienil manganês tricarbonil)
MSR/MSA	Massa seca da raiz/ massa seca da parte aérea
MST	Massa seca total
MTBE	Methyl tert-butyl ether (Éter metil terc-butílico)
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas
PAN	Peroxiacetilnitrato
PNUMA	Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
PNSA	Política Nacional de Saúde Ambiental
POPs	Poluentes Orgânicos Persistentes

PPO	Polifenol oxidase
PROCONVE	Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores
PROMOT	Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares
Prx	Peroxirredoxina
PSII	Photosystem II (Fotossistema II)
PVPP	Polivinilpirrolidona
SIH	Sistema de Informações Hospitalares
SINVAS	Sistema Nacional de Vigilância Ambiental em Saúde
SOD	Superóxido dismutase
SUS	Sistema Único de Saúde
SUSAM	Superintendência de Saneamento Ambiental
SVS	Secretaria de Vigilância em Saúde
TBA	Tert-butyl alcohol (Álcool terc-butílico)
TFK	Tampão Fosfato de Potássio
UGRHI	Unidades de Gerenciamento dos Recursos Hídricos
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change (Convenção das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas)
UNICEF	United Nations Children's Fund (Fundo das Nações Unidas para a Infância)
URV	Universitat Rovira i Virgili
USP	Universidade de São Paulo
VIGIAR	Vigilância em Saúde Ambiental relacionada à Qualidade do Ar
VIGIPEQ	Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Contaminantes Químicos

## LISTA DE SÍMBOLOS

As	Arsênio
Ba	Bário
Ca	Cálcio
Cd	Cádmio
CO	Monóxido de Carbono
Cr	Cromo
Cu	Cobre
Fe	Ferro
HCl	Ácido Clorídrico
HF	Fluoreto de Hidrogênio
Hg	Mercúrio
HNO <sub>3</sub>	Ácido Nítrico
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Peróxido de hidrogênio
Mg	Magnésio
Mn	Manganês
MP <sub>10</sub>	Material Particulado de 2,5 a 10 µm
MP <sub>2,5</sub>	Material Particulado menor que 2,5 µm
NH <sub>3</sub>	Amônia
NO	Monóxido de Nitrogênio
NO <sub>2</sub>	Dióxido de nitrogênio
NO <sub>x</sub>	Óxidos de Nitrogênio
O <sub>3</sub>	Ozônio
O <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Superóxido
<sup>1</sup> O <sub>2</sub> <sup>*</sup>	Oxigênio singleto
•OH	Radical hidroxil
°C	Graus Celsius
P	Fósforo
Pb	Chumbo
S	Enxofre
SO <sub>2</sub>	Dióxido de Enxofre
SO <sub>3</sub>	Trióxido de Enxofre
Zn	Zinco

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	28
<b>2</b>	<b>REVISÃO DA LITERATURA</b> .....	33
2.1	Saúde ambiental .....	33
2.2	Poluição do ar .....	38
2.3	Poluição do ar e saúde .....	42
2.4	Conferências e protocolos internacionais .....	45
2.5	Monitoramento e controle da poluição do ar .....	47
2.6	Programas de controle da poluição do ar e legislação no estado de São Paulo ....	50
2.7	Biomonitoramento da poluição do ar .....	53
<b>3</b>	<b>HIPÓTESES</b> .....	58
<b>4</b>	<b>OBJETIVOS</b> .....	60
4.1	Geral .....	60
4.2	Específicos .....	60
<b>5</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	62
5.1	Tipo do estudo .....	62
5.2	Local do estudo .....	63
5.3	Espécies utilizadas .....	64
5.4	Cultivo e exposição das plantas .....	65
5.5	Coleta de dados .....	67
5.5.1	Parâmetros ambientais .....	67
5.5.2	Parâmetros fisiológicos .....	69
5.5.3	Parâmetros anatômicos .....	71
5.5.4	Parâmetros de crescimento .....	73
5.5.5	Composição química foliar e do solo .....	74
5.5.6	Morbidade por doenças respiratórias .....	75
5.6	Análise dos dados .....	78

<b>6</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	78
6.1	Parâmetros ambientais .....	78
6.2	Parâmetros fisiológicos .....	80
6.2.1	Fluorescência da clorofila <i>a</i> .....	82
6.2.2	Teor de clorofila total .....	88
6.2.3	Atividade específica da superóxido dismutase (SOD) .....	91
6.3	Parâmetros anatômicos .....	95
6.3.1	Espessura foliar .....	95
6.3.2	Estômatos .....	97
6.3.3	Bioensaio Trad-MCN .....	99
6.4	Parâmetros de crescimento .....	100
6.4.1	<i>Tibouchina pulchra</i> .....	100
6.4.2	<i>Tradescantia pallida</i> .....	105
6.5	Composição química foliar e do solo .....	108
6.6	Morbidade por doenças respiratórias .....	113
<b>7</b>	<b>DISCUSSÃO</b> .....	118
7.1	Parâmetros ambientais .....	120
7.2	Parâmetros fisiológicos .....	122
7.3	Parâmetros anatômicos .....	127
7.4	Parâmetros de crescimento .....	129
7.5	Composição química foliar e do solo .....	131
7.6	Morbidade por doenças respiratórias .....	135
<b>8</b>	<b>CONCLUSÕES</b> .....	138
<b>9</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS E PROPOSIÇÕES</b> .....	144
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	148

# APRESENTAÇÃO

---

## APRESENTAÇÃO

Esta pesquisa fundamenta-se no fato da poluição do ar estar relacionada ao segundo maior grupo de morbidade global atribuída a fatores ambientais evitáveis, as doenças respiratórias, de acordo com o Relatório “Saúde do Mundo”, elaborado pela OMS (PRÜSS-ÜSTÜN; CORVALÁN, 2006).

Tem também como base a questão do impacto da poluição do ar sobre a saúde, mesmo em locais com níveis de poluição permitidos pela legislação brasileira (OLMO et al., 2011). Ainda, uma outra questão norteadora é a construção de conhecimento voltado para a busca de novas ferramentas que possam complementar o processo de monitoramento e controle da qualidade do ar no ambiente urbano e subsidiar as ações de gestores públicos para a promoção da saúde.

Assim, esta pesquisa analisa a viabilidade do uso de duas espécies vegetais para o biomonitoramento da poluição do ar, trazendo, também, importantes dados sobre o quadro de morbidades por doenças respiratórias da população, no município de Ribeirão Preto-SP, nos últimos três anos.

Além disso, esta investigação dá continuidade a dois estudos realizados sob a coordenação da Profa. Dra. Angela Maria Magosso Takayanagui, orientadora desta pesquisa, responsável pelo grupo de pesquisadores do Laboratório de Saúde Ambiental da Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto/USP (ROSEIRO; TAKAYANAGUI, 2006; CARNEIRO; TAKAYANAGUI, 2009).

Para o seu desenvolvimento foi necessário estabelecer parcerias com a Agência Regional da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb), para discussão sobre o desenho metodológico da investigação, e com a Diretoria Regional de Ensino de Ribeirão Preto, para autorização da instalação dos experimentos em duas escolas estaduais localizadas no município.

Toda a concepção metodológica e fase preparatória das análises, bem como a etapa de avaliação e organização dos dados obtidos, foram realizadas no Laboratório de Saúde Ambiental da EERP/USP. O cultivo das plantas e as análises laboratoriais foram realizados nas Casas de Vegetação e no Laboratório de Fisiologia Vegetal da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto/USP, sob a coorientação do Prof. Dr. Carlos A. Martinez. Amostras foliares e de solo foram preparadas no Laboratório de Ecotoxicologia e Parasitologia Ambiental da EERP/USP, com a colaboração da Profa. Dra. Susana Segura-

Muñoz, e enviadas para análise química ao Laboratório de Toxicologia e Saúde Ambiental da Universitat Rovira i Virgili, em Reus, Espanha, realizada durante o período de Doutorado Sanduíche (CNPq SWE, Processo 201391/2011-2), de novembro de 2011 a janeiro de 2012, sob a orientação do Prof. Dr. José L. Domingo.

O corpo deste trabalho foi organizado em nove itens e subitens, seguido pela bibliografia utilizada como referencial teórico e metodológico, que também subsidiou a discussão dos resultados encontrados. No primeiro item é apresentada uma introdução geral sobre poluição do ar, enfocando sua relação com a saúde, o monitoramento e o controle da qualidade do ar no Brasil e no estado de São Paulo; e, a importância do uso de espécies vegetais em biomonitoramento da poluição do ar, justificando a realização deste estudo.

No segundo item é apresentada a revisão da literatura que embasou esta pesquisa. Para facilitar a apresentação do referencial teórico, a revisão da literatura foi dividida em seis subitens: Saúde ambiental; Poluição do ar; Poluição do ar e saúde; Conferências e protocolos internacionais; Monitoramento e controle da poluição do ar; Programas de controle da poluição do ar e legislação no estado de São Paulo; e, Biomonitoramento vegetal.

No terceiro item são apresentadas as hipóteses e, no quarto item, os objetivos gerais e específicos desta pesquisa.

No quinto item são caracterizados o tipo e o local do estudo, bem como as espécies biomonitoras utilizadas, seu cultivo e exposição. Também são apresentados os procedimentos metodológicos realizados, subdivididos de acordo com a natureza das análises, em parâmetros ambientais, fisiológicos, anatômicos, de crescimento, composição química foliar e do solo, e morbidade por doenças respiratórias, seguido pelos testes estatísticos utilizados.

No sexto item são apresentados os resultados encontrados, segundo os objetivos propostos. Os resultados são discutidos no sétimo item, sendo seguido pelo oitavo item, onde são pontuadas as conclusões desta investigação. Por fim, no nono item, são apresentadas as considerações finais e as proposições para estudos futuros.

# INTRODUÇÃO

---

## 1 INTRODUÇÃO

A poluição do ar é um dos grandes problemas de saúde pública e os efeitos gerados sobre a qualidade de vida das pessoas vêm sendo discutidos mundialmente. Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), mais de 1,3 milhões de pessoas morrem anualmente devido a exposição a poluentes atmosféricos em todo o mundo, principalmente nos países em desenvolvimento (PRÜSS-ÜSTÜM; CORVALÁN, 2006).

Geralmente, maior atenção é voltada para as áreas industriais e os grandes centros urbanos desses países, cuja média anual de material particulado pode chegar a  $200 \text{ mg m}^{-3}$ , 10 vezes maior do que o limite estabelecido pela OMS, como padrão de qualidade do ar (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2011). Contudo, vários estudos epidemiológicos nacionais e internacionais têm mostrado os efeitos da poluição atmosférica sobre a saúde humana, mesmo em níveis de poluição abaixo dos limites permitidos pela legislação (OLMO et al., 2011).

O Brasil, assim como os demais países emergentes (Rússia, Índia e China), tem apresentado uma significativa expansão econômica nos últimos anos. No entanto, o desenvolvimento econômico geralmente acontece à custa de contaminação ambiental, relacionada principalmente a altas taxas de emissão de carbono e outros poluentes atmosféricos (PAO; TSAI, 2011).

Cerca de 5% da mortalidade anual por doenças respiratórias no Brasil, principalmente entre idosos e crianças menores de cinco anos, pode ser atribuída à poluição do ar. Vários outros estudos também têm demonstrado uma consistente associação entre a poluição do ar e hospitalizações por morbidades cardiorrespiratórias, principalmente em áreas urbanas com intenso tráfego de veículos (ARBEX et al., 2010; CANÇADO et al., 2006; MARCILIO; GOUVEIA, 2007; MOURA et al., 2008; ROSEIRO; TAKAYANAGUI, 2006).

Dentre as diferentes fontes de poluição do ar, destacam-se as móveis, constituídas por veículos automotores, devido à maior dificuldade de controle e monitoramento diretos. Apenas as fontes móveis de poluição do ar, principalmente veículos pesados e motocicletas, são responsáveis pela emissão anual de, aproximadamente, 7 mil toneladas de CO (monóxido de carbono), 4 mil toneladas de  $\text{NO}_x$  (óxidos de nitrogênio) e 100 toneladas de MP (material particulado) em Ribeirão Preto-SP (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2012a).

Estudos sobre avaliação do impacto de poluentes provenientes de veículos automotores, principalmente  $\text{NO}_x$ , revelam que crianças residentes próximo aos locais com alta incidência desses poluentes possuem uma probabilidade maior de desenvolver doenças respiratórias, principalmente asma (KREWSKI; RAINHAM, 2007; MOURA et al., 2008).

Na busca do desenvolvimento sustentável, a implementação de políticas públicas e a incorporação de novas técnicas de monitoramento da qualidade do ar tornam-se importantes desafios para os gestores de países emergentes. No Brasil, os padrões de qualidade do ar foram estabelecidos pela Resolução Conama nº 03/90 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 1990). Atualmente, novos valores-limite para poluentes atmosféricos têm sido discutidos no estado de São Paulo, com base nos parâmetros da OMS (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2006).

A atualização dos padrões de qualidade do ar no Estado será um grande avanço para o sistema de gestão ambiental, com repercussões em todo o país. O monitoramento da qualidade do ar em São Paulo tem sido realizado desde 1970 pela Cetesb. Atualmente, há 40 estações de monitoramento em 25 cidades do Estado, que avaliam os seguintes parâmetros: material particulado ( $\text{MP}_{10}$ ), dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ), dióxido de nitrogênio ( $\text{NO}_2$ ), monóxido de carbono (CO), ozônio ( $\text{O}_3$ ), compostos reduzidos de enxofre, radiação global e ultravioleta, umidade relativa, pressão atmosférica, temperatura, velocidade e direção do vento (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2012a).

Além das concentrações horárias dos poluentes atmosféricos, índices de qualidade do ar referentes à região de cada estação de monitoramento estão disponíveis diariamente no site da Cetesb (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2012b). Esses índices são calculados considerando-se dados sobre poluentes e meteorológicos, a fim de simplificar o processo de divulgação dos resultados do monitoramento e instruir o licenciamento ambiental.

O biomonitoramento vegetal da poluição do ar tem sido utilizado em vários países como método complementar do monitoramento por análise físico-química (KLUMPP et al., 2001; UNITED NATIONS ECONOMIC COMMISSION FOR EUROPE, 2012; US FOREST SERVICE, 2012). De maneira geral, as plantas são mais sensíveis à poluição que os animais, incluindo o homem, por isso, estudos sobre os efeitos dos poluentes na vegetação podem fornecer subsídios importantes para os programas de controle da poluição do ar (ALVES et al., 2001). Por meio dos biomonitores vegetais é possível avaliar respostas de sistemas biológicos de modo integrado, sendo os resultados mais representativos para a população

exposta à poluição e permitindo a identificação de áreas contaminadas (CARNEIRO; TAKAYANAGUI, 2009; CONTI, 2008).

Segundo De Temmerman et al. (2004), o biomonitoramento pode ser ativo ou passivo, e as espécies vegetais utilizadas devem ser susceptíveis o suficiente para responder à emissão de poluentes mediante alterações das características anatômicas, fisiológicas e/ou bioquímicas, que possam ser identificadas e avaliadas. Ressalta-se, no entanto, que as respostas de plantas aos poluentes também podem ser influenciadas por fatores como idade da planta, tipo de solo, estado nutricional e fatores meteorológicos (MANNING; FEDER, 1980).

No Brasil ainda não foram incorporados programas de biomonitoramento vegetal, com métodos padronizados. Porém, há alguns importantes grupos de pesquisa em São Paulo, Rio de Janeiro, Salvador, Viçosa e Curitiba, que têm contribuído para o conhecimento sobre bioindicadores vegetais de poluição do ar, inclusive sobre plantas nativas com esse potencial (ALVES et al., 2001; BATALHA et al., 1999; DOMINGOS; KLUMPP; KLUMPP, 1998; FONSECA et al., 2007; GUIMARÃES et al., 2000; KLUMPP et al., 1998; LIMA; FERNÁNDEZ; FAWCETT, 2000; MARANHO et al., 2006; MORAES; DELITTI; MORAES, 2000, MORAES et al., 2002; OLIVA; FIGUEIREDO, 2005; SILVA et al., 2000).

O monitoramento da qualidade do ar no município de Ribeirão Preto é realizado pela Cetesb por meio de métodos convencionais de quantificação de poluentes; contudo, até o momento, nenhum estudo experimental com biomonitoramento vegetal de poluição do ar foi realizado na região.

Ribeirão Preto possui, aproximadamente, 610 mil habitantes (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2012) e ocupa uma das primeiras posições no ranking de desenvolvimento do estado de São Paulo, apresentando um crescimento na frota de veículos acelerado nos últimos anos, o que também é uma forte tendência nacional. No final do primeiro trimestre de 2012, havia aproximadamente 430 mil veículos, o que representou um aumento de 6,2% em relação ao mesmo período do ano anterior. Segundo o Denatran (DEPARTAMENTO NACIONAL DE TRÂNSITO, 2012), há, em média, 1,4 veículos para cada dois habitantes.

Outra característica socioambiental e sanitária do município, que tem contribuído para o aumento da poluição do ar, é a sua localização em uma das regiões mais importantes do país para o setor sucroalcooleiro, com grande parte da produção de cana-de-açúcar ainda com queima da palha antes da colheita, de abril a dezembro. A frequente queima da biomassa insere a região na lista de campo de atuação da Vigilância em Saúde Ambiental relacionada à Qualidade do Ar (VIGIAR), sendo de interesse, tanto o monitoramento da poluição do ar,

quanto os indicadores de saúde da população expostas, com relação às taxas de internações por doenças respiratórias.

Nesse contexto foi desenvolvida esta pesquisa, visando à realização de um estudo experimental diferenciado na região, com a finalidade de avaliar a qualidade do ar em áreas urbanas pelo uso de plantas para o biomonitoramento da poluição atmosférica e pela correlação de morbidades respiratórias com indicadores ambientais.

# REVISÃO DA LITERATURA

---

## 2 REVISÃO DA LITERATURA

### 2.1 Saúde Ambiental

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), aproximadamente 24% da carga global de doenças e 23% do total de mortes prematuras são atribuídas a fatores ambientais evitáveis, como poluição do ar, da água e do solo, por agentes químicos ou biológicos, principalmente em países em desenvolvimento (PRÜSS-ÜSTÜM; CORVALÁN, 2006).

Desde os primórdios da história humana, a relação entre saúde e ambiente vem sendo retratada com diferentes ênfases. Hipócrates (460-377 a.C.), considerado pai da Medicina, já discutia os fatores ambientais ligados à enfermidade, defendendo um conceito ecológico de saúde-doença. Surgiu, naquela época, a ideia de miasma, do latim, “maus ares”, que seriam emanações de regiões insalubres capazes de causar doenças como a malária, muito comum no sul da Europa e considerada uma das causas da queda de grandes civilizações, juntamente com outras doenças como a varíola e peste bubônica (SCLIAR, 2007; TAKAYANAGUI, 1993).

Ao longo de sua evolução histórica, os conceitos de saúde e meio ambiente passaram por várias transformações, de acordo com o contexto cultural, social, político e econômico de cada época, influenciados também pelo desenvolvimento das diferentes áreas da Ciência durante a Idade Moderna e Contemporânea (SCLIAR, 2007).

Os impactos das ações humanas sobre o ambiente iniciaram-se com o surgimento das primeiras civilizações, da formação de sociedades e da prática da agricultura e do comércio. Contudo, o modelo de desenvolvimento econômico, após a Revolução Industrial, baseado no crescimento populacional e no aumento da exploração de recursos naturais, é destacado por Freitas e Porto (2006) e vários outros autores, como sendo uma ameaça aos sistemas naturais que mantém a vida na Terra.

Segundo Philippi Jr. e Malheiros (2005b), o rápido crescimento dos mercados globais, no final do século XVIII, possibilitou maior disponibilidade e controle da energia, ampliando o potencial das alterações ambientais e, muitas vezes, ultrapassando a capacidade de auto-recuperação dos sistemas naturais. Nesse contexto, os problemas ambientais ganharam maior dimensão com fenômenos como o aquecimento global, a redução da camada de ozônio, a perda da biodiversidade, a poluição dos recursos naturais e o desflorestamento.

Durante o intenso processo de industrialização e urbanização, a atenção para a interferência dos problemas ambientais sobre a saúde era voltada às condições de vida e trabalho da população mais pobre, ganhando destaque com o aumento da participação política da classe trabalhadora e com o movimento sanitarista, cujo foco era a higiene como prevenção de doenças. Paralelamente, mas dissociado das preocupações com a saúde, surgiu o movimento de protecionismo à natureza, marcado pela criação de parques e preservação de áreas naturais e por uma visão romântica da natureza, que desprezava a dimensão humana e social da questão ambiental (FREITAS; PORTO, 2006).

Após a Segunda Guerra Mundial, a recém-fundada Organização das Nações Unidas (ONU) criou como agências especializadas, o Fundo das Nações Unidas para a Infância (UNICEF), em 1946, e a Organização Mundial da Saúde (OMS), em 1948. Em 1948, a OMS divulgou o conceito de saúde adotado como base do Sistema Nacional de Saúde (SUS) atual, reconhecendo o direito à saúde e a obrigação do Estado na promoção e proteção da saúde (SCLIAR, 2007).

Segundo Freitas e Porto (2006), nesse período também aumentava a compreensão política e social dos problemas ambientais, tornando-se não apenas restritos à preservação da natureza e ao saneamento das cidades, mas um pouco mais abrangente, priorizando práticas ambientais “limpas” à lógica do desenvolvimento capitalista. As pesquisas sobre a relação saúde-ambiente passaram a ser estimuladas por alguns fatores, como a descoberta da resistência de microrganismos à penicilina, tratamentos médicos insatisfatórios e mortes por neoplasias relacionadas a causas ambientais, crescendo as críticas ao modelo biomédico de saúde pública (RIBEIRO, 2004).

Freitas (2003) ressalta que essas questões também foram colocadas pelo movimento ambientalista, que teve início nos anos 50, passando a ganhar força somente nos anos 60 e 70. A partir do final do século XX, a preocupação com o meio ambiente tornava-se cada vez maior em muitos países e resultou na primeira grande conferência mundial sobre o tema, organizada pela ONU em Estocolmo, no ano de 1972. As principais decisões foram a criação de leis ambientais mais rígidas para o controle da emissão de poluentes industriais e do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), que passou a coordenar as ações ambientais da ONU (RIBEIRO, 2002).

A Conferência de Estocolmo foi um marco importante na discussão dos problemas ambientais em âmbito internacional, que contribuiu para a noção de um ambiente global e para o reconhecimento do ambiente como um direito humano fundamental, o que passou a fazer parte da constituição de alguns países, inclusive a brasileira. Contudo, havia uma forte

polarização de interesses das nações para a prioridade ambiental. Os países em desenvolvimento, principalmente, defendiam o crescimento econômico a qualquer preço, como condição de combate à pobreza e melhoria da qualidade de vida (PHILIPPI JR.; MALHEIROS, 2005b).

Ainda na década de 70, o Clube de Roma, formado por vários países ricos, publicava o documento “Limites do Crescimento”, relatando os limites de exploração e a fragilidade do nosso planeta, e apontando para um cenário de crise socioambiental. Paralelamente, em 1974, o Ministério da Saúde e do Bem-estar do Canadá formulou o conceito de “campo da saúde”, com o intuito de analisar os fatores que interferem sobre a saúde, sobre os quais a saúde pública deve intervir. O campo da saúde abrange, além da biologia humana, o estilo de vida, a organização da assistência à saúde e o meio ambiente, o qual inclui as condições de moradia, do local de trabalho, do solo, da água, do ar (LALONDE, 1974).

A amplitude desse conceito de saúde acarretou várias críticas, desde sua divulgação pela OMS. Entretanto, foi reafirmado pelo Relatório Lalonde, em 1974, que definiu as bases para o movimento de Promoção da Saúde, referindo-se à criação de ambientes saudáveis; e pela declaração final da Conferência Internacional de Atenção Primária à Saúde (APS), realizada na cidade de Alma-Ata (atual Cazaquistão, ex-União Soviética), em 1978, promovida pela OMS (FREITAS; PORTO, 2006; ORGANIZAÇÃO PAN-AMERICANA DA SAÚDE, 1978).

Segundo Scliar (2007), naquela ocasião os países socialistas desempenhavam papel importante na OMS e já se discutia que a promoção e a proteção da saúde dos povos eram essenciais para o contínuo desenvolvimento social e econômico, configurando uma Nova Saúde Pública, não mais centrada nos aspectos biomédicos da atenção.

Alguns anos depois, foi criada a Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, coordenada pela primeira-ministra norueguesa Gro-Brundtland. Em 1987, essa Comissão publicou o Relatório Brundtland, intitulado “Nosso Futuro Comum”, no qual definiu desenvolvimento sustentável, um modelo de desenvolvimento que supre as necessidades da geração atual, sem comprometer a capacidade de atender as necessidades das gerações futuras. Esse novo conceito passou a constituir a base para reorientar as políticas de desenvolvimento em relação às questões ambientais.

No início da década de 90, na Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e o Desenvolvimento (CNUMAD), realizada no Rio de Janeiro, também chamada Eco 92, o conceito de desenvolvimento sustentável foi reforçado nas discussões e documentos produzidos no evento, como a Convenção sobre Diversidade Biológica e da Convenção de

Mudanças Climáticas, criada com o objetivo de diminuir a emissão de gases que intensificam o efeito estufa (GEEs) (RIBEIRO, 2002; TAKAYANAGUI, 1993).

Um dos resultados mais importantes dessa conferência foi a elaboração da Agenda 21, documento divulgado e reproduzido em diferentes países, que consistiu em um conjunto de ações e políticas a serem implantadas, a fim de promover o desenvolvimento econômico pautado na responsabilidade ambiental (PHILIPPI JR.; MALHEIROS, 2005b).

Tanto para a Nova Saúde Pública, como para o ambientalismo, havia o reconhecimento de que os Estados não poderiam sozinhos resolver as crises ambientais globais e os problemas de saúde acarretados por elas, tornando-se necessário o “empowerment” da população, termo também presente na Agenda 21 (FREITAS; PORTO, 2006). Para isso, necessitava-se desenvolver e implantar estratégias que permitiriam à comunidade participar da análise de suas próprias necessidades e desenvolver possíveis soluções e inovações.

Outro compromisso internacional importante, que confirmou o princípio de participação popular na busca de um desenvolvimento sustentável, foi a Carta Pan-Americana sobre Saúde e Ambiente no Desenvolvimento Humano Sustentável, resultado da Conferência Pan-Americana realizada em Washington, D.C., em 1995. De acordo com esse documento, as estratégias para o desenvolvimento sustentável deveriam incluir a atenção primária do ambiente, a atenção primária à saúde e a educação das crianças e adultos (PORTO, 1998).

A partir da década de 90, a estratégia da Atenção Primária Ambiental (APA), passou a orientar, conceituar, promover e implementar a promoção da saúde ambiental nas Américas. Através da implementação da APA, espera-se conservar e melhorar a qualidade do ambiente, promovendo a saúde e melhor qualidade de vida, juntamente com a participação ativa dos indivíduos, famílias e comunidades. Diante da necessidade de uma nova cultura que reconheça os direitos ambientais e as reivindicações sociais, a APA tem buscado incorporar a ação preventiva e o planejamento, em lugar do manejo de crises e emergências (ORGANIZAÇÃO PAN-AMERICANA DA SAÚDE, 1999).

No Brasil, a evolução histórica da relação saúde-ambiente seguiu, em linhas gerais, os mesmos enfoques internacionais. A saúde da população e qualidade ambiental estão vinculadas indissolúvelmente, sendo consideradas direito de todos e dever do Estado, pela Constituição Federal Brasileira de 1988 em alguns de seus artigos (BRASIL, 2010).

Por exemplo, o Art. 196 define saúde como “direito de todos e dever do Estado, garantido mediante políticas sociais e econômicas que visem à redução do risco de doença e de outros agravos e ao acesso universal e igualitário às ações e serviços para sua promoção,

proteção e recuperação”. Pelo Art. 225, “todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao poder público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”.

Além desses dois artigos, a aproximação das questões ambientais com as de promoção da saúde também pode ser observada nas atribuições do Sistema Único de Saúde (SUS), que são, entre outras, “a execução de ações de vigilância sanitária e epidemiológica, bem como as de saúde do trabalhador e colaborar na proteção do meio ambiente, nele compreendido o do trabalho”, segundo consta no Art. 200 da Constituição Brasileira, mais especificamente nos incisos II e VIII (BRASIL, 2010).

O meio ambiente foi destacado como um dos fatores determinantes e condicionantes de saúde na Lei nº 8.080, de 1990, referente à organização do SUS e da Gestão do Sistema Nacional de Vigilância Ambiental em Saúde (SINVAS). Dentre as atribuições do SUS também encontra-se a integração das ações de saúde, meio ambiente e saneamento básico, visando por meio da intersetorialidade alcançar melhores indicadores de saúde (BRASIL, 1990).

Na década de 90, a realização da Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e o Desenvolvimento no Rio de Janeiro (Eco 92), juntamente com a crescente discussão sobre o impacto das ações antrópicas no ambiente e as consequências à saúde humana, colaboraram para o desenvolvimento de programas e políticas públicas de saúde, reafirmando sua integração com o ambiente.

Nesse contexto, destacou-se a criação da Coordenação Geral de Vigilância em Saúde Ambiental (CGVAM), em 1999, inserida na Secretaria de Vigilância em Saúde (SVS) do Ministério da Saúde (MS). Em 2009, a CGVAM e a Coordenação Geral de Saúde do Trabalhador (CGSAT) passaram a compor o Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador (DSAST), criado pelo Decreto nº 6.860 (BRASIL, 2009).

Dentre as ações do CGVAM, a Vigilância em Saúde Ambiental relacionada à Qualidade do Ar (VIGIAR) começou a ser estruturada em 2001, visando instituir medidas de promoção da saúde, prevenção dos fatores de risco e atenção integral à população exposta à poluição atmosférica. Em 2009, devido às semelhanças quanto ao objeto de interesse e a atuação da Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Contaminantes Químicos (VIGIPEQ), o VIGIAR passou a ser organizado no MS da seguinte maneira: VIGIAR/VIGIPEQ/CGVAM/DSAST/SVS (VILLARDI et al., 2011).

Segundo esses mesmos autores, a proposta de atuação do VIGIAR ainda encontra-se em construção. Seu campo de atuação são as populações expostas à poluição do ar em regiões metropolitanas, industriais, mineradoras ou sob influência de queima de biomassa. Nessas regiões são realizadas avaliações periódicas da poluição atmosférica e dos indicadores de saúde, referentes à morbidade e mortalidade por doenças do aparelho respiratório do Capítulo X da CID10, em crianças até cinco anos e em idosos acima de 60 anos.

Nos últimos anos, o VIGIAR tem realizado reuniões anuais para avaliar os resultados alcançados, a fim de fortalecer e planejar o desenvolvimento de ações pelas três esferas de governo. Assim como as demais vigilâncias em saúde relacionadas à qualidade da água, qualidade do solo, às substâncias químicas e aos desastres naturais, as ações do VIGIAR também contribuem para a construção da Política Nacional de Saúde Ambiental (PNSA) no Brasil, ainda não consolidada legalmente, cujos subsídios foram criados em 2007 pelo Ministério da Saúde, com a colaboração de Instituições de Ensino Superior, de órgãos ambientais e da OPAS (BRASIL, 2007).

## **2.2 Poluição do ar**

A composição da atmosfera tem sido modificada por diversos processos naturais ao longo da história, como erupções vulcânicas, evaporação, ventos, decomposição de vegetais e animais, incêndios, entre outros. Porém, o modo de produção e consumo característico dos últimos séculos, têm elevado os níveis de poluição atmosférica de forma global, tornando-o um dos principais problemas de saúde ambiental (AMERICAN THORACIC SOCIETY, 2000, CAMPONOGARA; KIRCHHOF; RAMOS, 2008; WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2011).

Segundo Raven, Berg e Johnson (1998), a atmosfera é composta por nitrogênio (78,10%), oxigênio (20,94%), argônio (0,93%), dióxido de carbono (0,03%) e outros gases em pequenas concentrações, que somados representam 0,003% (néon, hélio, metano, hidrogênio, xenônio e ozônio). Possui ainda, em sua composição, quantidades de vapor d'água variáveis, partículas sólidas e líquidas em suspensão (aerossóis) e substâncias artificiais, como os clorofluorcarbonos (CFCs).

Quanto ao perfil vertical de temperatura, a atmosfera pode ser classificada em cinco camadas. A troposfera compreende 90% da massa total da atmosfera e se estende até cerca de

10 km da superfície terrestre. Nessa camada a temperatura decresce com a altitude, chegando a  $6,5^{\circ}\text{C km}^{-1}$ , característica que favorece a dispersão de poluentes e, pela instabilidade, tornam-se possíveis as condições meteorológicas para a existência dos seres vivos. A estratosfera se estende até 50 km de altura e possui temperatura crescente com a altitude; porém, relativamente mais estável que na troposfera. Nessa região encontra-se a camada de ozônio, que protege os seres vivos dos raios ultravioletas e mantém a temperatura na superfície terrestre em torno de  $20^{\circ}\text{C}$ . A mesosfera se estende até cerca de 80 km de altura e a temperatura volta a cair com a altitude. A quarta camada é a termosfera, que se estende até cerca de 500 a 1.000 km de altura e a temperatura aumenta com a altitude e, a última camada é a exosfera, cujos limites não são muito bem definidos, indo desde o final da termosfera até o espaço sideral (RAVEN; BERG; JOHNSON, 1998).

Os impactos da crescente poluição atmosférica, especialmente devido ao desenvolvimento industrial e ao crescimento da frota de veículos nos grandes centros urbanos, podem ser evidenciados por alterações na troposfera, como a chuva ácida, o aumento do efeito estufa, intensificando as mudanças climáticas, entre outros. Nos últimos anos, tem-se verificado alterações também na estratosfera, como a redução da camada de ozônio.

De acordo com o Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) (1990), entende-se por poluente atmosférico qualquer forma de matéria ou energia com concentração considerada inadequada, diante dos padrões de controle estabelecidos pelos órgãos sanitários e ambientais, e que tornem o ar impróprio à saúde e ao bem-estar público, danoso aos materiais, à fauna e à flora.

As fontes emissoras de poluentes atmosféricos são classificadas em fixas ou móveis. As principais fontes fixas estão relacionadas a processos de queima de substâncias combustíveis em caldeiras; geradores de vapor; geradores de energia elétrica e térmica; incineradores e gaseificadores. As fontes móveis são representadas, principalmente, pelos veículos automotores (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 1990).

Os poluentes podem ser primários, quando liberados diretamente pelas fontes de emissão, ou secundários, quando formados na atmosfera por meio de reações químicas. Também podem ser classificados quanto à sua natureza molecular como compostos de enxofre ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{SO}_3$ , sulfato, compostos de enxofre reduzido), compostos de nitrogênio ( $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{HNO}_3$ , nitratos), compostos orgânicos (hidrocarbonetos, álcoois, aldeídos, cetonas, ácidos orgânicos), monóxido de carbono ( $\text{CO}$ ), compostos halogenados ( $\text{HCl}$ ,  $\text{HF}$ , cloretos, fluoretos), material particulado (mistura de compostos no estado sólido ou líquido) e ozônio ( $\text{O}_3$ ) (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2011).

As condições meteorológicas interferem diretamente na qualidade do ar. Na estratosfera, como a temperatura decresce com a altitude, o ar mais próximo à superfície, que é mais quente e mais leve, ao ascender, favorece a dispersão dos poluentes. Quando uma camada de ar quente se sobrepõe a uma camada de ar frio, impede o movimento ascendente do ar, mantendo os poluentes próximos da superfície. Esse fenômeno é conhecido como inversão térmica e pode ocorrer durante todo o ano, mas é comum durante os meses mais frios (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2012a).

As concentrações mais altas dos poluentes primários ocorrem entre os meses de maio e setembro, devido ao maior número de inversões térmicas, ventos fracos e baixos índices pluviométricos. Geralmente, os poluentes secundários possuem maiores concentrações registradas entre setembro e março, meses mais quentes e com maior incidência de radiação solar. Esses poluentes formam o *smog* fotoquímico, por meio de reações químicas entre  $\text{NO}_x$  e compostos orgânicos voláteis (COVs), tanto de origem vegetal (biogênicos) como atropica. Ozônio e peroxiacetilnitrato (PAN), por exemplo, formados por essas reações complexas podem tornar-se prejudiciais à saúde e ao ambiente, dependendo da concentração e tempo de exposição (ZEIGER, 2006).

A formação do  $\text{O}_3$  na baixa atmosfera é menor nos meses mais quentes (janeiro e fevereiro), provavelmente, devido ao aumento da nebulosidade que reduz a quantidade de radiação solar incidente no período da tarde. Portanto, as maiores concentrações de ozônio na região sudeste referem-se à transição entre os períodos seco e chuvoso (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2012a).

A avaliação da qualidade do ar é restrita ao monitoramento de alguns poluentes, definidos em função de sua importância e dos recursos disponíveis para seu acompanhamento (Figura 1). Devido aos efeitos adversos que causam para os seres vivos e pela maior frequência na atmosfera, são mundialmente considerados indicadores da qualidade do ar: o material particulado, o dióxido de enxofre, o dióxido de nitrogênio e o monóxido de carbono (poluentes primários), e o ozônio (poluente secundário).

<b>Poluente</b>	<b>Características</b>	<b>Principais fontes</b>
Partículas inaláveis (MP <sub>10</sub> e MP <sub>2,5</sub> ) e fumaça	Partículas de material sólido ou líquido suspensas no ar, na forma de poeira, neblina, aerossol, fumaça, fuligem, etc. (MP <sub>10</sub> : 2,5 a 10 µm; MP <sub>2,5</sub> : menores que 2,5 µm)	Processos de combustão (indústria e veículos automotores), aerossol secundário (formado na atmosfera)
Partículas totais em suspensão	Partículas de material sólido ou líquido que suspensas no ar, na forma de poeira, neblina, aerossol, fumaça, fuligem, etc. Faixa de tamanho < 100 micra	Processos industriais, veículos motorizados (exaustão), poeira de rua ressuspensa, queima de biomassa. As fontes naturais são pólen, aerossol e solo
Dióxido de enxofre (SO <sub>2</sub> )	Gás incolor, com forte odor, semelhante ao gás produzido na queima de palitos de fósforos. Pode ser transformado a SO <sub>3</sub> , que na presença de vapor de água, passa rapidamente a H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> . É um importante precursor dos sulfatos, um dos principais componentes das partículas inaláveis e da chuva ácida	Processos que utilizam queima de óleo combustível, refinaria de petróleo, veículos a diesel, produção de fertilizantes, polpa e papel
Dióxido de nitrogênio (NO <sub>2</sub> )	Gás marrom avermelhado, com odor forte e muito irritante. Pode levar à formação de ácido nítrico, nitratos (o qual contribui para o aumento das partículas inaláveis na atmosfera) e compostos orgânicos tóxicos, presentes na chuva ácida	Processos de combustão envolvendo veículos automotores, processos industriais, usinas térmicas que utilizam óleo ou gás e incinerações
Monóxido de carbono (CO)	Gás incolor, inodoro e insípido	Combustão incompleta de produtos de origem orgânica, geralmente encontrado em maiores concentrações nos grandes centros urbanos e emitido principalmente por veículos automotores e pela queima da biomassa, cujo maior percentual (cerca de 80%) ocorre nos trópicos
Ozônio (O <sub>3</sub> )	Gás incolor, inodoro nas concentrações ambientais e o principal componente da névoa fotoquímica	Não é emitido diretamente para a atmosfera. É produzido fotoquimicamente pela radiação solar sobre os óxidos de nitrogênio e compostos orgânicos voláteis

Fonte: Adaptado de Cetesb (2012a)

Figura 1 - Fontes e características dos principais poluentes na atmosfera

### 2.3 Poluição do ar e saúde

A poluição do ar é, atualmente, um dos grandes problemas de saúde pública e os efeitos gerados sobre a qualidade de vida das pessoas vêm sendo discutidos mundialmente. De acordo com o Relatório da Saúde do Mundo, publicado pela OMS em 2006, mais de 1,3 milhões de pessoas morrem anualmente devido a exposição a poluentes atmosféricos em todo o mundo, principalmente em países em desenvolvimento (PRÜSS-ÜSTÜM; CORVALÁN, 2006).

Ainda segundo esse Relatório, filhos de mães expostas à poluição do ar, fumaça de cigarro e outros produtos químicos podem apresentar altas taxas de baixo peso ao nascer. No Brasil, cerca de 5% da mortalidade anual por doenças respiratórias, principalmente entre idosos e crianças menores de cinco anos, podem ser atribuídas à poluição do ar (MARCILIO; GOUVEIA, 2007).

Alguns estudos revelam o potencial mutagênico da exposição aos poluentes atmosféricos e os efeitos oxidativos que podem ser causados, relacionado-os à multiplicação de células cancerígenas (KREWSKI; RAINHAM, 2007). Segundo Prüss-Üstüm e Corvalán (2006), aproximadamente 6% da morbidade mundial por câncer de pulmão tem sido atribuída à poluição do ar. Porém, os riscos para a saúde humana dependem também da relação entre alguns fatores como, características da população exposta, tempo de exposição e características da fonte poluidora e dos poluentes emitidos (SAMET, 2008).

A dimensão do material particulado, por exemplo, está diretamente associada ao seu potencial para causar problemas à saúde, sendo que, quanto menores forem as partículas, mais graves serão os efeitos provocados. Segundo Krewski e Rainham (2007), as partículas finas podem atingir os alvéolos pulmonares, já as grossas ficam retidas na parte superior do sistema respiratório.

O monóxido de carbono (CO) possui uma afinidade de até 300 vezes maior com a hemoglobina do que o oxigênio, o que favorece a hipoxemia em pessoas expostas. Já o dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), devido a sua alta solubilidade, pode agir diretamente sobre as membranas e mucosas dos olhos e do trato respiratório (CRAIG et al., 2008).

Na estratosfera, o ozônio (O<sub>3</sub>) tem a importante função de proteger a Terra dos raios ultravioletas emitidos pelo Sol; entretanto, quando encontrado na faixa de ar próxima ao solo, é tóxico e causa prejuízos à saúde humana e à vegetação. De acordo com a OMS (WORLD

HEALTH ORGANIZATION, 2006), o ozônio é relativamente pouco solúvel em água e costuma atingir os alvéolos com mais facilidade, produzindo seus efeitos tóxicos nesta região.

De acordo com Bell, Davis e Fletcher (2004), um dos mais importantes episódios na história, em termos de impacto na ciência, percepção pública da poluição e gestão da qualidade do ar, foi o “London smog” de 1952, na Inglaterra. A associação entre saúde e poluição do ar ficou evidente diante do elevado número de mortes ocorridas em dezembro daquele ano, que chegou a mais de 4 mil pessoas, cerca de 80% a mais que o esperado para a época.

Danos à saúde por inalação de poluentes também ocorreu em Bhopal, na Índia, em 1984, considerado um dos piores desastres químicos da história. Cerca de 40 toneladas de metil isocianato e outros gases letais vazaram da fábrica de agrotóxicos da Union Carbide Corporation, resultando na exposição de cerca de 200 mil pessoas, com mais de 6 mil mortes e com, aproximadamente, 50 mil pessoas que ainda continuam sofrendo os efeitos da contaminação até os dias atuais (DHARA et al., 2002).

Outros episódios de poluição do ar extrema ocorreram em todo o mundo, principalmente na segunda metade do século XX. No Brasil, destacou-se a cidade de Cubatão, considerada a cidade mais poluída do mundo na década de 80, devido ao crescente complexo industrial. Atualmente a poluição do ar é monitorada na região por três estações da Cetesb e os níveis de poluentes encontram-se abaixo dos limites permitidos pela legislação (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2012a; JASINSKI; PEREIRA; BRAGA, 2011).

Diante do impacto da poluição sobre a saúde em todo o mundo, estudos epidemiológicos passaram a ganhar força no final do século XX, primeiramente nos EUA e mais tarde na Europa. Um importante estudo epidemiológico sobre doenças relacionadas à poluição do ar, baseado em questionários, que tem sido reproduzido em diversos países é o “International Study of Asthma and Allergies in Childhood” (ISAAC). Segundo relatórios do ISAAC, enquanto a prevalência de asma na infância varia de 3% a 20% em diferentes países, no Brasil essa proporção aumentou de 15,8% para 50,5% entre 1981 e 1998 (CUNHA et al., 2006).

Geralmente, as doenças respiratórias crônicas que ocorrem com mais frequência na população são asma, doença pulmonar obstrutiva crônica (DPOC), rinite alérgica, doenças pulmonares ocupacionais, síndrome da apneia do sono e hipertensão pulmonar (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2007). O surgimento e/ou agravamento dessas doenças, principalmente da rinite alérgica e da asma, está relacionado com o aumento da poluição do ar

e com as condições meteorológicas, como temperatura, umidade relativa do ar e a velocidade dos ventos, que podem influenciar na dispersão dos poluentes (CASTRO et al., 2009; SARTOR et al., 1995).

A rinite alérgica é caracterizada por uma inflamação das membranas nasais, induzida por exposição a alérgenos (CAMPANHA; FREIRE; FONTES, 2008). Já a asma é uma inflamação crônica que causa aumento da hiper-responsividade brônquica, determinando episódios de chiado, falta de ar, sensação de aperto no peito e tosse. Estes episódios estão associados com obstrução variável do fluxo aéreo, sendo, quase sempre reversível espontaneamente ou com tratamento (GLOBAL INITIATIVE FOR ASTHMA, 2004).

Entre 70% e 85% dos pacientes com diagnóstico de rinite alérgica e asma possuem algum tipo de sensibilização a aeroalérgenos, podendo levar ao eczema atópico, também conhecido como dermatite atópica, que é caracterizada por inflamação crônica da pele (LEUNG, 1995; WANDALSEN et al., 2005).

A maioria das pessoas que compõem a população de risco demanda um número muito maior de consultas por doenças respiratórias, de atendimentos ambulatoriais, de medicação e de internações, o que traduz um grande ônus de assistência médica, que também atinge a economia das famílias (ARBEX et al., 2007). Exposições contínuas à poluição do ar têm sido relacionadas ao aumento de internações hospitalares por uma série de doenças cardiorrespiratórias (ROSA et al., 2008; ROSEIRO; TAKAYANAGUI, 2006).

Essa situação se agrava no inverno devido a inversões térmicas que retêm alguns poluentes, como MP (material particulado), CO (monóxido de carbono), NO<sub>x</sub> (óxidos de nitrogênio) e SO<sub>2</sub> (dióxido de enxofre), nas camadas mais baixas da atmosfera, provocando episódios agudos de poluição (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2012a). Nessa época, frequentemente ocorrem dias com baixa umidade do ar e alta concentração de poluentes, levando a um aumento no número de hospitalizações relacionado a doenças respiratórias, principalmente devido ao ressecamento das mucosas, dificuldade na realização de atividades básicas diárias, complicações respiratórias e desenvolvimento de doenças cardiovasculares (RIBEIRO, 2008).

No Brasil, informações mensais sobre morbidade hospitalar podem ser encontradas no Sistema de Informações Hospitalares (SIH), que contém dados demográficos, clínicos e outros, como motivo de internação, município de internação, de residência e valores pagos por Autorização de Internação Hospitalar (AIH), documento emitido em cada internação hospitalar pelo SUS. O SIH está disponível para consulta no site do Departamento de

Informática do SUS (Datusus) e tem sido utilizado em diferentes estudo epidemiológicos (DEPARTAMENTO DE INFORMÁTICA DO SISTEMA ÚNICO DE SAÚDE, 2012).

## **2.4 Conferências e Protocolos Internacionais**

Discussões voltadas para as questões sobre degradação do meio ambiente e os impactos para a saúde, mais especificamente com relação à destruição da camada de ozônio, levaram países de todo o mundo a se organizarem durante a década de 80, na tentativa de estabelecer acordos para diminuir a emissão de gases poluentes. Nesse sentido, em 1985, aconteceu a Convenção de Viena para Proteção da Camada de Ozônio e, em 1987, foi criado o Protocolo de Montreal. Esse Protocolo estabeleceu metas e prazos para a eliminação da produção e do consumo de substâncias destruidoras da camada de ozônio, presentes em refrigeradores, freezers, condicionadores de ar e em alguns agrotóxicos (BRASIL, 2009).

Esses e outros movimentos promovidos por órgãos internacionais da saúde e ambiente estão também inseridos na Agenda 21, que considera a poluição do ar como uma importante questão ambiental, pelas consequências que podem atingir todo o planeta, não sendo barradas por fronteiras geopolíticas.

Durante a Eco 92, também foi criada a United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), com o objetivo de prevenir mudanças climáticas drásticas devido à emissão de GEEs. Um total de 192 países ratificaram essa convenção, que entrou em vigor em 1994 e, anualmente, realiza conferências entre as partes (INTERNATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT, 2011).

Um dos acordos internacionais mais importantes, com relação às consequências da poluição atmosférica, foi o Protocolo de Quioto, criado na terceira Conferência das Partes da UNFCCC (COP 3), em 1997, que propôs a redução da emissão de GEEs, considerada como causa antropogênica do aquecimento global. Esse protocolo entrou em vigor em 2005, estabelecendo a redução em pelo menos 5% da emissão de gases poluentes para o período entre 2008 e 2012, em relação aos níveis de 1990, por meio de projetos com tecnologias limpas (Mecanismo de Desenvolvimento Limpo – MDL) (UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE, 2011).

O Protocolo de Quioto expira em 2012 e estão sendo firmados compromissos entre as partes para o delineamento de um novo acordo, que estabelecerá novas metas a serem

cumpridas após esta data. Até o momento, as metas de redução não são homogêneas, mas coloca níveis diferenciados para os 38 países que mais emitem gases.

A Conferência de 2009 da UNFCCC (COP 15), realizada em Copenhagem, era esperada como a mais importante conferência sobre clima, mas poucos resultados foram alcançados. Esperava-se um acordo que conduzisse a uma meta de diminuir 2°C de aumento médio da temperatura mundial; porém, conseguiu-se apenas que a maioria dos países aceitasse desenvolver novos esforços institucionais e elaborar uma lista nacional de objetivos de redução das emissões de dióxido de carbono, sem ter sido definida uma meta global (UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE, 2011).

As negociações e discussões sobre a continuação do Protocolo de Quioto após 2012, revisão das diretrizes do MDL e reforço do Fundo Global para o Meio Ambiente (GEF) vem sendo discutidos nas COPs anuais, porém, até o momento não há um consenso entre os países. Em 2011, após a COP realizada em Durban (África do Sul), o prazo final do Protocolo de Quioto foi prorrogado para 2017.

Nessa conferência também houve o comprometimento de governantes da China, Índia e EUA, maiores emissores de poluentes do mundo, mas que não fazem parte do Protocolo de Quioto, de assinar novo acordo após 2012, quando suas metas voluntárias de redução das emissões terminam. Novo acordo climático, assim como metas para as nações sob o Protocolo de Quioto e e fora deste, estão previstos para a COP18, que será realizada em dezembro de 2012 em Doha, Qatar.

Durante as duas últimas décadas, a Comissão do Desenvolvimento Sustentável, criada na Eco 92, com o intuito de avaliar o andamento das decisões acordadas nessa conferência, realizou outros encontros internacionais como a Rio + 5, no Rio de Janeiro, em 1997, a Rio + 10, em Johannesburgo, em 2002 e, recentemente, a Rio + 20 no Rio de Janeiro, em junho de 2012.

O documento final da Rio + 20, “O futuro que nós queremos”, abordou temas importantes, como questões sobre uso racional e qualidade da água, segurança alimentar, cidades sustentáveis, desastres naturais, inclusão social, energia sustentável e proteção dos oceanos. Contudo poucos avanços foram observados após a primeira conferência, em 1992. A ausência dos líderes do EUA, Alemanha e Reino Unido foi um reflexo das inúmeras divergências de interesses entre países ricos e pobres, que marcaram a Rio + 20, dificultando o estabelecimento de metas concretas para os acordos firmados.

## 2.5 Monitoramento e controle da poluição do ar

Atualmente, mais de 85% da população brasileira vive em área urbana (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2011). Essas pessoas geralmente são as mais afetadas pelos impactos ambientais, principalmente em grandes centros urbanos, devido ao intenso fluxo de veículos, à presença de regiões industriais, à diminuição de áreas verdes, assim como à poluição sonora e visual.

A preocupação com a qualidade do ar em áreas urbanas é, sem dúvida, uma questão de saúde pública. Seu controle abrange desde a redução das emissões de poluentes, até a necessidade de intervenção e deslocamento de pessoas dos locais mais poluídos, em casos extremos, traduzindo-se em um desafio para a formulação de políticas específicas e a incorporação de novas técnicas para o monitoramento da qualidade do ar (SAMET, 2007).

Baseadas em estudos científicos sobre evidências epidemiológicas, toxicológicas e clínicas, as agências de proteção ambiental internacionais estabeleceram padrões de qualidade do ar, com o objetivo de definir legalmente valores-limite para os poluentes usados como referência para a proteção da saúde humana e ambiental. Dentre as agências internacionais que dão diagnósticos e metas para a saúde global, destacam-se a Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA) e a Organização Mundial da Saúde (OMS), com sede na Suíça.

O nível de poluição atmosférica é determinado pela quantificação das substâncias poluentes presentes no ar. Geralmente, os poluentes monitorados mundialmente são dióxido de enxofre, dióxido de nitrogênio, monóxido de carbono, ozônio e material particulado (Tabela 1).

Tabela 1 - Padrões internacionais de qualidade do ar recomendados pela EPA e OMS

Poluente	Tempo de amostragem	Valor-limite recomendado	
		EPA	OMS
SO <sub>2</sub>	1h	0,075 ppm	---
	24h	0,14 ppm	20 µg m <sup>-3</sup>
	Média aritmética anual	0,03 ppm	---
NO <sub>2</sub>	1h	0,10 ppm	200 µg m <sup>-3</sup>
	Média aritmética anual	0,053 ppm	---
CO	1h	35 ppm	---
	8h	9 ppm	9 ppm
O <sub>3</sub>	1h	0,12 ppm	---
	8h	0,075 ppm	100 µg m <sup>-3</sup>
MP <sub>10</sub>	24h	150 µg m <sup>-3</sup>	50 µg m <sup>-3</sup>
	Média aritmética anual	---	20 µg m <sup>-3</sup>
MP <sub>2,5</sub>	24h	35 µg m <sup>-3</sup>	10 µg m <sup>-3</sup>
	Média aritmética anual	15 µg m <sup>-3</sup>	25 µg m <sup>-3</sup>

Fonte: Adaptado de: Cetesb (2012a)

Ao recomendar diretrizes para a qualidade do ar, a OMS considera a heterogeneidade econômica, social e política dos países, alertando que os governos devem atentar cuidadosamente às circunstâncias locais antes de adotarem os valores propostos como padrões nacionais para monitoramento e controle da poluição do ar.

No Brasil, os padrões nacionais de qualidade do ar foram estabelecidos pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama), por meio da Resolução Conama nº 03/90 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 1990). Segundo essa Resolução, os padrões podem ser primários, ou seja, níveis máximos toleráveis de concentração de poluentes atmosféricos, que se constituem metas de curto e médio prazo; ou secundários, que são os níveis desejados de concentração de poluentes, diante dos quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem estar da população e ao meio ambiente em geral, constituindo-se metas de longo prazo (Tabela 2).

Os padrões secundários foram criados com o objetivo de prevenção da degradação da qualidade do ar. Não devem ser aplicados, em curto prazo, em áreas de desenvolvimento, mas sim em áreas de preservação, como parques nacionais, áreas de proteção ambiental, estâncias turísticas, etc (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 1990).

Tabela 2 - Padrões nacionais de qualidade do ar segundo a Resolução Conama 03/90

Poluente	Tempo de amostragem	Padrão primário ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Padrão secundário ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Método de medição
Partículas totais em suspensão	24 horas <sup>1</sup>	240	150	Amostrador de grandes volumes
	MGA <sup>2</sup>	80	60	
Partículas inaláveis	24 horas <sup>1</sup>	150	150	Separação inercial/filtração
	MAA <sup>3</sup>	50	50	
Fumaça	24 horas <sup>1</sup>	150	100	Refletância
	MAA <sup>3</sup>	60	40	
Dióxido de enxofre	24 horas <sup>1</sup>	365	100	Pararosanilina
	MAA <sup>3</sup>	80	40	
Dióxido de nitrogênio	1 hora	320	190	Quimiluminescência
	MAA <sup>3</sup>	100	100	
Monóxido de carbono	1 hora <sup>1</sup>	40.000 (35 ppm)	40.000 (35 ppm)	Infravermelho não dispersivo
	8 horas <sup>1</sup>	10.000 (9 ppm)	10.000 (9 ppm)	
Ozônio	1 hora <sup>1</sup>	160	160	Quimiluminescência

<sup>1</sup>Não deve ser excedido mais que uma vez ao ano; <sup>2</sup>Média geométrica anual; <sup>3</sup>Média aritmética anual. Fonte: Adaptado de Cetesb (2012a)

A Resolução Conama nº 03/90 também estabelece os critérios para a determinação de episódios agudos de poluição do ar, classificando-os em estado de Atenção, Alerta ou Emergência. Para isso são consideradas, além dos níveis de concentração monitorados, as condições meteorológicas desfavoráveis à dispersão dos poluentes (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 1990).

No início da década de 60 foi criada no estado de São Paulo a Comissão Intermunicipal de Controle da Poluição das Águas e do Ar (CICPAA), envolvendo os municípios de Santo André, São Bernardo do Campo, São Caetano do Sul e Mauá. As medições de poluentes na atmosfera restringiam-se às taxas mensais de sulfatação, poeira sedimentável e corrosividade. As atividades da CICPAA, no início da década de 70, foram incorporadas pela Superintendência de Saneamento Ambiental (SUSAM), vinculada à Secretaria de Saúde do Estado de São Paulo e, em 1975, transferidas à Cetesb.

Nessa época, a qualidade do ar era divulgada diariamente à população pela imprensa, por meio de boletins. Em 1981 iniciou-se o monitoramento automático, com instalação de novas estações para avaliação de SO<sub>2</sub>, MP<sub>10</sub>, O<sub>3</sub>, NO, NO<sub>2</sub> e CO, além dos parâmetros meteorológicos como direção e velocidade do vento, temperatura e umidade relativa do ar. Posteriormente, em 2000 e 2008, a rede de monitoramento sofreu expansões significativas.

Atualmente, há 40 estações de monitoramento, em 25 municípios do estado de São Paulo (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2011).

Para o monitoramento e controle da qualidade do ar, a Cetesb considera a divisão territorial do estado em 22 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHIs), de acordo com a Lei Estadual nº 9.034/94 (SÃO PAULO, 2012). As UGRHIs são estruturadas no conceito de bacias hidrográficas e agrupadas em industrial, agrícola e área preservada, viabilizando a uniformização e a integração da avaliação da qualidade ambiental quanto ao solo, água e ar.

O índice de qualidade, que classifica o ar como bom, regular, ruim ou inadequado, é publicado no Relatório Anual da Qualidade do Ar no estado de São Paulo e os valores diários para cada estação de monitoramento estão disponíveis no site da Cetesb (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2012b). Cada classificação é representada por uma cor e acompanhada de informações sobre efeitos para a saúde e prevenção. A qualidade do ar também é definida pelo grau de saturação em cada região, sendo classificado como "insaturada", "em processo de saturação" ou "saturada" (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2011). Estes dois índices de qualidade do ar são formulações matemáticas baseadas nas concentrações de poluentes e dados meteorológicos, destinadas a simplificar o processo de divulgação e instruir o licenciamento ambiental.

Atualmente, a revisão dos padrões de qualidade do ar vem sendo discutida no estado de São Paulo, com base nos parâmetros da OMS (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2006). O estabelecimento de novos valores-limite para os poluentes atmosféricos no Estado será um grande avanço para o sistema de gestão ambiental, com repercussões em todo o país. Os novos padrões deverão balancear questões de viabilidade tecnológica, econômica, política e social, visando melhor qualidade de vida da população.

## **2.6 Programas de controle da poluição do ar e legislação no estado de São Paulo**

O primeiro programa de controle da poluição do ar desenvolvido pela Cetesb entre 1975 e 1976 foi denominado "Operação Branca", durante o qual foi realizado um levantamento das fontes industriais de poluentes atmosféricos e outras ações. Ainda na década de 70, foi criada a "Operação Inverno", que obrigava os maiores consumidores de óleo na Região Metropolitana de São Paulo e em Cubatão a utilizar óleo com baixo teor de enxofre,

nos períodos com condições meteorológicas desfavoráveis à dispersão de poluentes (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2011).

Em 1986, a Lei Estadual nº 997/76, regulamentada pelo Decreto Estadual nº 8.468/76, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente, consolidou o monitoramento e controle da qualidade do ar em todo o estado de São Paulo, bem como um plano de emergência para episódios críticos de poluição (SÃO PAULO, 2009 a,b). No início da década de 80, outros programas foram desenvolvidos pela Cetesb visando à redução das emissões industriais de material particulado e dióxido de enxofre.

Estudos nacionais e internacionais relatam que as fontes móveis de poluição do ar, constituídas por veículos automotores, contribuem com quantidades iguais ou superiores aos processos industriais, no que se refere à emissão de partículas em suspensão (PHILIPPI JR.; MALHEIROS, 2005a). As atividades desenvolvidas pela Cetesb para o controle da poluição por fontes móveis, culminaram no Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores - Proconve, estabelecido pela Resolução Conama nº 18, em 1986 (CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE, 1986).

O Proconve considera como principais fatores da emissão de poluentes, a qualidade do combustível e a concepção tecnológica do motor. Através da introdução de tecnologias como catalisador, injeção eletrônica de combustível e melhorias nos combustíveis automotivos, a poluição por veículos novos diminuiu cerca de 97%, desde a implantação do programa em 1986 (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2011).

A “Operação Rodízio” na Região Metropolitana de São Paulo, em vigor até hoje, foi criada pela Secretaria do Meio Ambiente do Estado e a Cetesb em 1995. Inicialmente, o objetivo foi reduzir os níveis de concentração de poluentes na atmosfera, principalmente de CO, mas ao longo dos anos, o objetivo central desse programa passou a ser o aumento da fluidez do tráfego.

Tendo em vista a crescente frota de motocicletas e veículos similares nos últimos anos, predominante no segmento econômico de prestação de serviços de entregas em regiões urbanas, a Cetesb elaborou, juntamente com as montadoras, o Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares (Promot), que culminou na Resolução Conama nº 297, em 2002 (CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE, 2002).

De acordo com o último relatório publicado pela Cetesb, em 2011, o estado de São Paulo ainda apresenta grande alteração na qualidade do ar, destacando-se as regiões Metropolitanas de São Paulo e Campinas e o município de Cubatão. A poluição atmosférica existente é atribuída a algumas características do Estado, como o fato de possuir maior

desenvolvimento econômico, em especial nos setores industrial e agrícola, destacando-se a atividade sucroalcooleira, além do fato de possuir a maior frota automotiva do país (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2012a).

Diante do crescimento sucroalcooleiro e, conseqüentemente, da poluição atmosférica provocada pelas queimadas em canaviais, o governo do estado de São Paulo criou a Lei nº 11.241/02, em setembro de 2002 (SÃO PAULO, 2002). Essa lei dispõe sobre a eliminação gradativa do uso de fogo como facilitador do corte da cana e foi regulamentada pelo Decreto Estadual nº 47.700/03, que apresenta uma tabela para a eliminação total das queimadas, com um prazo de até 30 anos para os produtores (SÃO PAULO, 2010).

Em 2007, foi elaborado um Protocolo Agroambiental do Programa Etanol Verde da Secretaria de Meio Ambiente de São Paulo, que visa à redução desse prazo para 2014 e, no caso de áreas não-mecanizáveis, para 2017. Atualmente, esse Protocolo já foi assinado por aproximadamente 90% dos representantes do parque agroindustrial paulista, em troca de alguns benefícios, como certificação de conformidade com a proteção do meio ambiente (SÃO PAULO, 2009).

Paralelamente, alguns municípios do estado, como Limeira, São José do Rio Preto, Barretos, Americana e Bady Bassitt, adotaram uma legislação municipal para poluição do ar ainda mais rigorosa, proibindo totalmente as queimadas em canaviais (SÃO PAULO, 2009). Para os demais municípios, as queimadas podem ser suspensas de junho a novembro, em dias com umidade relativa do ar inferior a 20%, conforme a Resolução SMA nº 38/08 (SÃO PAULO, 2008).

Nos últimos anos têm sido comum períodos de longa estiagem, com seca, altas temperaturas e umidade relativa do ar chegando a menos de 10%, o que é considerado índice de alerta, podendo ocorrer complicações respiratórias devido ao ressecamento das mucosas, ressecamento da pele e irritação dos olhos (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2010). Nessas épocas do ano são necessárias medidas administrativas para suspensão de queimadas de qualquer natureza; além de cuidados com a saúde, como hidratação contínua, diminuição ou suspensão de atividades físicas e de serviços que expõem pessoas ao sol continuamente, entre outras.

## 2.7 Biomonitoramento da poluição do ar

Os métodos tradicionais de monitoramento e controle da poluição ambiental fornecem informações sobre a emissão de poluentes a partir de determinada fonte, seu deslocamento pela atmosfera e a concentração de poluentes próxima à superfície, onde ocorre a transferência para o meio biótico. Esses dados podem ser usados para avaliação de risco por meio de modelos de simulação, quando relações de dose-resposta são conhecidas para cada poluente. Medidas de poluição do ar, contudo, permitem apenas a estimativa de um possível efeito. A negligência desse fato pode levar a interpretações equivocadas, em que apenas resultados de análises químicas são tomados como garantia de ausência de possíveis efeitos da poluição do ar sobre a saúde. Esta lacuna pode ser complementada pelo biomonitoramento, como um método adicional ao monitoramento tradicional das concentrações de poluentes e suas fontes (DE TEMMERMAN et al., 2004).

Biomonitoramento consiste na utilização de respostas de organismos vivos para verificação indireta de efeitos da poluição ambiental, em uma determinada área. Os organismos que reagem de forma quantificável à poluição ambiental, por meio de alterações nas suas funções vitais ou composição química, são denominados organismos biomonitores (ARNDT; SCHWEIZER, 1991). O biomonitoramento pode ser ativo, quando o organismo é introduzido no ambiente supostamente impactado; ou passivo, quando este já se encontra no local de estudo (ELLENBERG, 1991).

Além de fornecer informação sobre biodisponibilidade de contaminantes, o biomonitoramento pode ser utilizado para avaliação de efeitos de contaminantes em baixas concentrações, permitindo o conhecimento de respostas de sistemas biológicos de modo integrado e a determinação de padrões de contaminação em áreas extensas e ao longo do tempo, sendo os resultados mais representativos para a população exposta (CARNEIRO; TAKAYANAGUI, 2009; CONTI, 2008).

Os organismos utilizados em biomonitoramento podem ser classificados como bioindicadores, quando usados para avaliar qualitativamente a contaminação ambiental, pela presença ou ausência de indivíduos em determinada área. Biomonitores são organismos usados para avaliação quantitativa de contaminantes, podendo ser classificados como sensitivos ou acumulativos (ARNDT; SCHWEIZER, 1991).

Espécies de plantas sensíveis apresentam efeitos da poluição como sintomas visíveis (cloroses, necroses e alterações no crescimento). As espécies menos sensíveis, ou tolerantes,

apresentam sintomas não-visíveis (alterações moleculares, celulares, bioquímicas e fisiológicas) (DE TEMMERMAN et al., 2004). Os sintomas fisiológicos são difíceis de monitorar, mas as alterações no crescimento é uma das maneiras mais sensíveis de medir o estresse em um organismo (CONTI, 2008). Algumas espécies tolerantes também podem acumular poluentes, principalmente em tecidos foliares, tornando-se ferramentas importantes no reconhecimento tanto de efeitos de poluição do ar, como da transferência de poluentes dentro da cadeia biológica (DE TEMMERMAN et al., 2004).

Geralmente, as plantas absorvem os poluentes atmosféricos através dos estômatos durante as trocas gasosas nos processos de fotossíntese, respiração e transpiração (LARCHER, 2006). As alterações podem ser bioquímicas (MAIOLI et al., 2008; MELETIOU-CHRISTOU et al., 2011), como na atividade enzimática (AZEVEDO et al., 1998), na produção de metabólitos e de hormônios relacionados ao estresse (DIJAK; ORMROD, 1982), genéticas (BATALHA et al., 1999; GUIMARÃES et al., 2000; KLUMPP et al., 2006), fisiológicas (MORAES et al., 2004; MORAES; DELITTI; MORAES, 2000) ou anatômicas (ALVES et al., 2001). Essas alterações podem evoluir para o surgimento de cloroses e necroses, levando o indivíduo à morte (LARCHER, 2006).

De uma maneira geral, as plantas são mais sensíveis à poluição que os animais, por isto estudos sobre os efeitos dos poluentes na vegetação fornecem subsídios importantes para os programas de controle da qualidade do ar (ALVES et al., 2001). O uso de plantas para o biomonitoramento da poluição do ar permite uma resposta integrada dos efeitos da poluição e do clima, além disso, diferentes níveis de organização da planta podem ser usados para biomonitoramento, que vão desde um único indivíduo (análises foliares e de crescimento) até a interação de diferentes espécies, como por exemplo, efeitos da poluição do ar sobre comunidades e ecossistemas (CONTI, 2008; DE TEMMERMAN et al., 2004). O biomonitoramento, portanto, não pode substituir medições de poluentes através de métodos físico-químicos, mas fornece informações adicionais referentes a efeitos sobre organismos vivos (KLUMPP et al., 2001).

Muitas plantas são úteis para biomonitoramento e a escolha da espécie depende dos objetivos do estudo. Ressalta-se, no entanto, que as respostas de plantas aos poluentes também podem ser influenciadas por fatores como idade da planta, tipo de solo, estado nutricional e umidade (MANNING; FEDER, 1980). Para a validade dos resultados é fundamental a padronização das técnicas, desde o cultivo e a exposição das plantas até a coleta de dados, o que contribui, também, para a maior aceitação do biomonitoramento pelas agências ambientais e pela população (KLUMPP et al., 2001).

O primeiro trabalho publicado reconhecendo os danos causados pela poluição do ar sobre a vegetação foi "Fumifugium", livro publicado por John Evelyn, em 1661. No entanto, a ideia de biomonitoramento surgiu no século XIX, quando Nylander (1866) usou a presença de líquens como um indicador de poluição atmosférica (DE TEMMERMAN et al., 2004). Bioindicadores foram usados para avaliação da qualidade do ar pela primeira vez em 1958, em Los Angeles, EUA (HECK, 1966). No entanto, foram Schönbeck et al. (1969) que afirmaram pela primeira vez que os indicadores biológicos revelam informações sobre efeitos da poluição ambiental que não podem ser avaliados por meio de métodos químico-físicos.

A utilização do biomonitoramento vegetal da poluição do ar, como complementação dos métodos tradicionais de monitoramento e controle, tem se tornado cada vez mais comum em alguns países, principalmente por ser de baixo custo e de baixa complexidade. Os biomonitores vegetais também têm se mostrado excelentes ferramentas para programas de educação ambiental em áreas urbanas, por tornar visíveis alguns efeitos da poluição do ar (KLUMPP et al., 2001). Muitos destes atributos tornam o biomonitoramento particularmente apropriado para países em desenvolvimento, onde geralmente, há um sistema de monitoramento e controle do ar limitado, que requer a utilização de equipamentos caros e pessoal qualificado (DE TEMMERMAN et al. 2004).

Em alguns países, as plantas têm sido introduzidas na rotina de monitoramento da qualidade do ar, como o "Air Quality Biomonitoring Program on National Forests of Northwest Oregon and Southwest Washington", desenvolvido pela Forest Service, agência do Departamento de Agricultura dos EUA (U.S. FOREST SERVICE, 2012). Outro exemplo, foi o EuroBionet, coordenado pela Universidade de Hohenheim, da Alemanha, no período de 1999 a 2002, com o objetivo de avaliar a qualidade do ar e promover educação ambiental em oito países europeus (KLUMPP et al., 2001).

Atualmente, o Programa de Pesquisa Internacional "ICP Vegetation" (International Cooperative Programm on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops) tem desenvolvido estudos em 28 países da Europa, desde 1987, principalmente sobre o impacto do ozônio e da deposição de metais pesados e nitrogênio em vegetais, e sua relação com a perda da biodiversidade e as mudanças climáticas (UNITED NATIONS ECONOMIC COMMISSION FOR EUROPE, 2012).

No Brasil ainda não foram incorporados programas de biomonitoramento vegetal, com métodos padronizados. Porém, há alguns importantes grupos de pesquisa em São Paulo, Rio de Janeiro, Salvador, Viçosa e Curitiba, que têm contribuído para o conhecimento sobre o uso de bioindicadores vegetais de poluição do ar, inclusive com plantas nativas (ALVES et al.,

2001; BATALHA et al., 1999; DOMINGOS; KLUMPP; KLUMPP, 1998; FONSECA et al., 2007; GUIMARÃES et al., 2000; KLUMPP et al., 1998; LIMA; FERNÁNDEZ; FAWCETT, 2000; MARANHO et al., 2006; MORAES et al., 2002; MORAES; DELITTI; MORAES, 2000; OLIVA; FIGUEIREDO, 2005; SILVA et al., 2000).

**HIPÓTESES**

---

### 3 HIPÓTESES

As seguintes hipóteses foram propostas para esta pesquisa:

- A qualidade do ar em Ribeirão Preto-SP pode provocar alterações morfofisiológicas em plantas consideradas biomonitores de poluição do ar, principalmente no período mais seco do ano, ainda que as concentrações de poluentes atmosféricos na região não ultrapassem os limites permitidos pela legislação nacional.
- Apesar dos níveis de poluição atmosférica serem considerados legalmente seguros à saúde, o quadro de morbidade por doenças respiratórias da população de Ribeirão Preto-SP, no período de 2009 a 2011, pode estar relacionado com indicadores ambientais (concentração de poluentes atmosféricos e dados meteorológicos), principalmente quando analisado para as faixas etárias extremas do população: crianças menores de cinco anos de idade e idosos acima de 60 anos.

# **OBJETIVOS**

---

## 4 OBJETIVOS

### 4.1 Geral

Avaliar a qualidade do ar no município de Ribeirão Preto-SP, por meio de biomonitoramento vegetal, relacionando ao quadro de morbidade por doenças respiratórias da população.

### 4.2 Específicos

- Analisar parâmetros ambientais ( $MP_{10}$ ,  $NO_2$ , CO,  $O_3$ , temperatura, umidade, radiação solar) durante os períodos de experimento com os biomonitores vegetais *Tibouchina pulchra* e *Tradescantia pallida*;
- Analisar parâmetros fisiológicos, anatômicos e de crescimento nas plantas de *T. pulchra* e *T. pallida*, expostas em três regiões do município;
- Comparar os resultados quanto aos tratamentos de luminosidade: plantas expostas a pleno sol e plantas expostas a 50% de sombreamento;
- Analisar a composição química foliar das plantas de *T. pulchra* e *T. pallida*, expostas em três regiões selecionadas no município;
- Comparar os resultados das análises nas plantas com os parâmetros ambientais registrados durante os dois períodos de experimento, realizados em diferentes épocas do ano;
- Analisar a composição química do solo coletado no final de cada período de experimento;
- Relacionar o número de internações por doenças respiratórias da população residente em Ribeirão Preto-SP com indicadores ambientais de poluição atmosférica, durante o período de janeiro de 2009 a dezembro de 2011.

# **MATERIAL E MÉTODOS**

---

## **5 MATERIAL E MÉTODOS**

### **5.1 Tipo do estudo**

Esta pesquisa caracteriza-se como um estudo experimental quantitativo com biomonitores vegetais de poluição do ar. Estudos com biomonitoramento quantitativo sempre envolvem medidas de variáveis, o que requer padronização dos procedimentos para a coleta de dados, a fim de se obter resultados comparáveis. Devem ser observados os mesmos parâmetros em indivíduos da mesma espécie, mantidos sob condições fisiológicas semelhantes, porém em diferentes locais (ELLENBERG, 1991).

Esta pesquisa constitui-se, também, um estudo epidemiológico descritivo e exploratório sobre morbidade por doenças respiratórias, referente ao período compreendido entre os anos de 2009 e 2011, caracterizando-se, assim, em um estudo retrospectivo (ROUQUAYROL; ALMEIDA FILHO, 2003).

Pesquisas sobre morbidade apresentam algumas dificuldades comuns, como a coexistência de outras doenças associadas, subnotificação de doenças e amostragem da população incompleta, por se tratar de dados advindos de amplas categorias, como da rede pública de saúde. Porém, apesar dessas dificuldades, as estatísticas de morbidade são úteis, como fonte de informação sobre o quadro de saúde atual da população para diversos estudos, possibilitando avaliação e busca de soluções alternativas para redução dos efeitos das doenças, bem como elaboração de programas de prevenção nessa área (ARBEX et al., 2007; ROSEIRO; TAKAYANAGUI, 2006).

Por não envolver, em sua metodologia, questões ligadas diretamente a seres humanos, esta pesquisa não foi submetida a Comitê de Ética em Pesquisa.

### **5.2 Local do estudo**

Esta pesquisa foi realizada no município de Ribeirão Preto, localizado a nordeste do Estado de São Paulo, com, aproximadamente, 610 mil habitantes. A área total é de 650 km<sup>2</sup>,

sendo de 40% urbanizada (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2012). O clima é caracterizado como tropical de altitude, com verão chuvoso e inverno seco. A temperatura média anual é de 23°C, podendo chegar a 13°C no mês mais frio e a 31°C, no mês mais quente. A média anual de precipitação é de 1.422 mm, sendo que 83% das chuvas ocorrem de outubro a março (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2011b).

Os experimentos foram conduzidos em três regiões no município, sendo A: *Campus* da Universidade de São Paulo (USP); B: Escola Estadual situada em Região Residencial; e C: Escola Estadual situada na Região Central (Figura 2). Esses pontos foram selecionados juntamente com o apoio da Direção da Agência Regional da Cetesb em Ribeirão Preto.



A: *Campus* da USP; B: Região Residencial; C: Região Central

Figura 2 - Localização dos pontos de exposição das plantas biomonitoras de poluição do ar, no município de Ribeirão Preto-SP, 2011

### 5.3 Espécies utilizadas

Em cada região foram expostas 24 mudas de *Tibouchina pulchra* Cogn. (Melastomataceae) e 24 mudas de *Tradescantia pallida* (Rose) D.R.Hunt (Commelinaceae) (Figura 3A e B), espécies selecionadas com base em estudos que as indicam como potenciais biomonitores de poluição atmosférica (ALVES et al., 2001, BATALHA et al., 1999; CARNEIRO; TAKAYANAGUI, 2009; DOMINGOS; KLUMPP; KLUMPP, 1998; GUIMARÃES et al., 2000; KLUMPP et al., 1998; MORAES et al., 2002; MORAES; DELITTI; MORAES, 2000;).

#### 5.3.1 *Tibouchina pulchra*

*Tibouchina pulchra*, conhecida popularmente como manacá-da-serra, é uma espécie arbórea pioneira, comum em formações secundárias da Floresta Pluvial da Encosta Atlântica, com registros de ocorrência natural nos Estados de São Paulo e Paraná, sendo facilmente observada nos períodos de floração pela cor rosa das flores (BASE DE DADOS TROPICAL, 2004).

Essa espécie é considerada tolerante, devido a sua alta capacidade de sobrevivência em ambientes poluídos e tem sido utilizada como bioindicador de metais pesados, óxidos de enxofre e fluoretos, principalmente na região do complexo industrial de Cubatão-SP (DOMINGOS; KLUMPP; KLUMPP, 1998; MORAES et al., 2002).

#### 5.3.2 *Tradescantia pallida*

O gênero *Tradescantia* possui cerca de 70 espécies e diversos híbridos distribuídos por toda América (MISSOURI BOTANICAL GARDEN, 2010). *Tradescantia pallida* é uma espécie herbácea ornamental, amplamente utilizada em estudos de poluição atmosférica, principalmente por suas características genéticas favoráveis para análises genotóxicas por meio do bioensaio Trad-MCN, que avalia mutações em células-mãe de grão de pólen e pelo bioensaio Trad-SH, que avalia mutações em pêlos estaminais (RODRIGUES et al., 1997; MA, 1981).

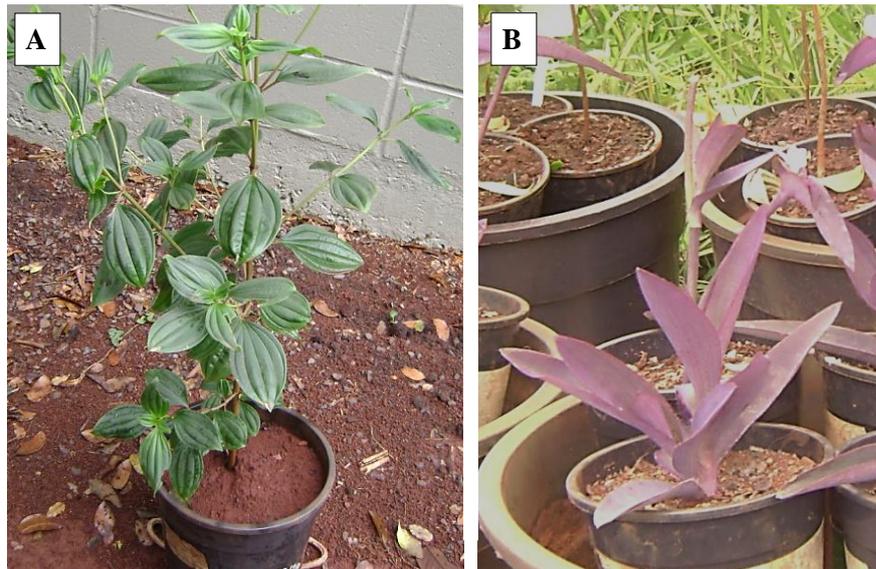


Figura 3 – *Tibouchina pulchra* (A) e *Tradescantia pallida* (B)

#### 5.4 Cultivo e Exposição das Plantas

Mudas de *T. pulchra*, com cerca de 30 cm de altura foram doadas pela Companhia Energética de São Paulo (CESP), em Paraibuna-SP. As mudas de *T. pallida* foram obtidas por propagação vegetativa das plantas de jardins do *Campus* da USP. Mudanças de ambas as espécies foram cultivadas em vasos plásticos com substrato composto por terra vegetal e terra comum, na proporção de 1:3. Cordas de nylon foram presas no fundo de cada vaso, de forma que uma extremidade ficasse entre o substrato e a outra, imersa em solução nutritiva, garantindo uma constante irrigação por capilaridade (Figura 4A). A solução nutritiva foi preparada segundo Hoagland e Arnon (1950), a  $\frac{1}{4}$  de força, contendo macro e micronutrientes. Os vasos ficaram sobre caixas plásticas com capacidade de 25 L, cobertas com grades de metal, plástico e isopor (Figura 4B e C). A solução nutritiva em cada caixa era repostada quinzenalmente.

Plantas saudáveis de cada espécie, de idade fisiológica semelhante e aproximadamente com o mesmo número de folhas e altura, foram mantidas por um mês sob condições padronizadas de luminosidade, substrato, água e nutrientes, próximo à Casa de Vegetação do Departamento de Biologia da FFCLRP/USP. Após esse período, as plantas foram levadas para as diferentes regiões da cidade selecionadas para esta investigação (A, B e C).

Em cada região foram expostas 24 mudas de cada espécie, sendo 12 a 50% de sombreamento, segundo método proposto por Arndt e Schweizer (1991), e 12 mudas a pleno

sol. A exposição das plantas foi feita em dois períodos de 120 dias cada: março a junho de 2011 (Período 1) e julho a outubro de 2011 (Período 2).



Figura 4 – Sistema de irrigação por capilaridade (A). Exposição das plantas no *Campus* da USP de Ribeirão Preto (B) e na região residencial, ao lado da estação de monitoramento da Cetesb (C)

## 5.5 Coleta de dados

### 5.5.1 Parâmetros ambientais

As concentrações mensais de material particulado com diâmetro de até 10 micrômetros ( $MP_{10}$ ), dióxido de nitrogênio ( $NO_2$ ) e ozônio ( $O_3$ ) foram obtidas em registros da estação de monitoramento e controle da qualidade do ar, localizada na região oeste de Ribeirão Preto, operada pela Cetesb, referente ao ano de 2011 (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2012b). As médias mensais de temperatura e o volume mensal de precipitação, calculado pela média aritmética dos volumes diários, foram extraídos dos registros do Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas do estado de São Paulo-CIIAgro (CENTRO INTEGRADO DE INFORMAÇÕES AGROMETEOROLÓGICAS, 2012), também referente ao ano de 2011.

Dados de temperatura ( $^{\circ}C$ ), umidade relativa do ar (%) e fluxo de fótons fotossinteticamente ativos (FFFA), expresso em  $\mu mol\ m^{-2}\ s^{-1}$ , foram monitorados em cada região de exposição das plantas (A, B e C), durante as avaliações da fluorescência da clorofila *a*, no início da manhã (7-8h) e no início da tarde (12-13h). Para o monitoramento desses parâmetros ambientais foram utilizados equipamentos portáteis, com medição automática programada para registrar e armazenar os dados a cada cinco minutos. A temperatura e a umidade relativa do ar foram registradas com o auxílio do *Datalogger* Testo 177 (Testo Germany) e, a radiação solar, com o Sistema para análise da cobertura vegetal SS1-COM (Delta-T, UK).

A concentração de  $O_3$  foi avaliada por amostragem passiva durante oito horas consecutivas (entre 9 e 17h), segundo Garcia et al. (2010). O amostrador passivo foi construído utilizando-se partes de amostrador comercial para partículas (Millipore®), cilíndrico, com 33 mm de altura e 19 mm de raio interno. Para a superfície reacional foi utilizado papel de filtro de celulose circular (Whatman® N° 41), com raio igual ao raio interno do amostrador, impregnado com 80  $\mu L$  de solução de índigo ( $2,01\ \mu mol\ L^{-1}$ ) e colocado na base inferior (Figura 5).

O ozônio reage com o corante índigo, quebrando suas moléculas, o que resulta em uma mudança de coloração para azul mais claro. Após cerca de 8h de exposição dos amostradores, o corante foi ressolubilizado com 10 mL de água destilada e cada amostra foi submetida a medidas de absorvância em espectrofotômetro, a 600 nm.

Para determinação do número de mols de corante remanescente na superfície reacional foi construída uma curva de calibração para o corante com concentrações inferior e superior, respectivamente, iguais a 2,59 e 20,7  $\mu\text{mol L}^{-1}$  (Figura 6). A partir da quantidade de mols de corante que não reagiram, foi calculada a concentração de  $\text{O}_3$  coletado pela lei de Fick (GÓRECKI; NAMIESNIK, 2002), segundo a equação:

$$F_A = - D_{AB} \cdot (dC_A)/dz$$

Onde:

$F_A$  = fluxo do gás A ( $\text{mol cm}^{-2} \text{s}^{-1}$ )

$D_{AB}$  = coeficiente de difusão do gás A no gás B ( $\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$ )

$C_A$  = concentração do gás A no meio de amostragem ( $\text{mol cm}^{-3}$ )

$z$  = comprimento do caminho de difusão (cm)



Figura 5 – Conjunto de amostradores de partículas com solução de azul de índigo para amostragem passiva de  $\text{O}_3$

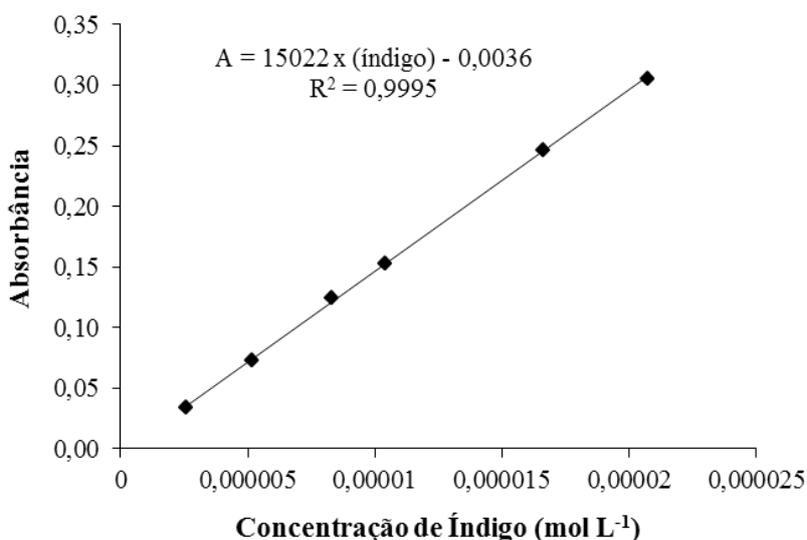


Figura 6 - Curva de calibração de índigo para amostragem passiva de  $\text{O}_3$

## 5.5.2 Parâmetros fisiológicos

### 5.5.2.1 Fluorescência da clorofila *a*

A avaliação da fluorescência da clorofila foi realizada às 7:30h e às 12:30h, após aproximadamente 30 e 90 dias de exposição das plantas, no Período 1 e 2, nas três regiões estudadas (A, B e C). Ao todo foram realizadas quatro avaliações, no início de cada mês: abril, junho, agosto e outubro. Os parâmetros  $F_o$  (fluorescência inicial),  $F_m$  (fluorescência máxima),  $F_v$  (fluorescência variável) e a razão  $F_v/F_m$  (eficiência quântica máxima do fotossistema II-PSII) foram medidos em duas folhas por planta, de cada tratamento de luminosidade (sol e sombra), de forma não destrutiva com fluorômetro portátil modelo OS-30P (Opti-Science, USA). Os dados foram apresentados como a razão  $F_v/F_m$  e a estimativa da fotoinibição diurna, calculada pela seguinte equação, Cai et al. (2005):

$$\% \text{ fotoinibição} = [1 - (F_v/F_m_{13:00}) / (F_v/F_m_{7:30})] \times 100$$

### 5.5.2.2 Teor de clorofila total

As avaliações do teor de clorofila total foram realizadas nos mesmos dias das avaliações da fluorescência da clorofila *a*. O teor de clorofila total também foi estimado em duas folhas por planta, em cada tratamento de luminosidade (sol e sombra), nas três regiões de exposição (A, B e C), de maneira não destrutiva com o colorímetro OSI CCM 200 (Opti-Science, USA).

Para calibração do aparelho foi feita uma curva para cada espécie, por meio da extração e quantificação dos pigmentos, segundo Hendry e Price (1993), considerando a variação da relação entre massa fresca e massa seca de cada espécie (Figura 7). Os resultados foram apresentados como a concentração média de clorofila total ( $\mu\text{mol}$ ) por grama de folha seca.

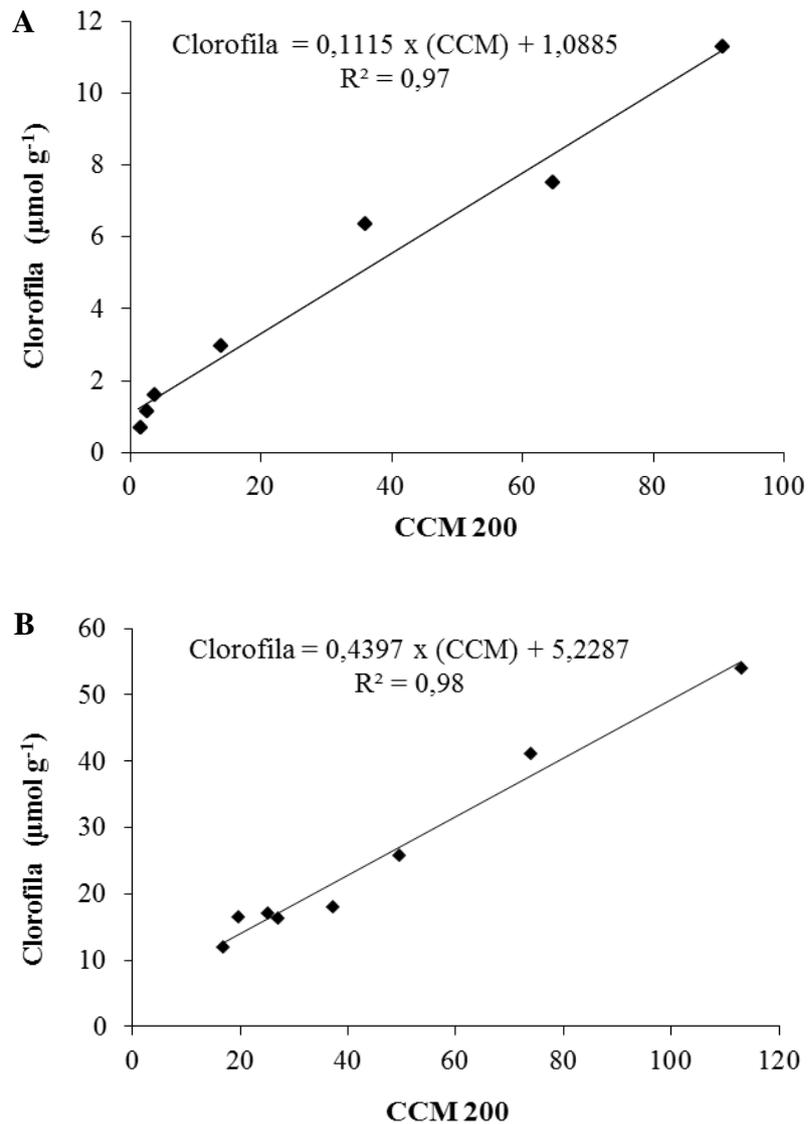


Figura 7 - Curva de calibração dos resultados obtidos pelo colorímetro CCM 200 para *Tibouchina pulchra* (A) e *Tradescantia pallida* (B)

### 5.5.2.3 Atividade específica da superóxido dismutase (SOD)

A coleta das folhas para extração de enzimas também foi feita após aproximadamente 30 e 90 dias de exposição das plantas, nos Períodos 1 e 2. Foram coletadas duas folhas por planta, sendo 6 plantas por tratamento de luminosidade (sol e sombra) e por região (A, B e C). A extração de enzimas foi realizada a partir de 0,8 g de folha homogeneizados em 8 mL de 100 mM de tampão fosfato de potássio (TFK; pH 7,5), 0,1 mM de ácido etilenodiaminotetracético (EDTA), 2% (m/v) de polivinilpirrolidona (PVPP) e 3 mM de dithiothreitol (DDT). Após centrifugação a 4°C, 14 mil rpm e 30 min, o sobrenadante foi coletado e congelado para as análises posteriores da atividade específica da enzima

superóxido dismutase (SOD), conforme metodologia descrita por Giannopolitis e Ries (1977). Os resultados sobre a atividade enzimática foram apresentados como unidade de SOD por miligrama de proteína.

### 5.5.3 Parâmetros anatômicos

#### 5.5.3.1 Espessura foliar

A análise da espessura foliar foi realizada em duas folhas por planta, sendo coletadas folhas de seis plantas por tratamento de luminosidade (sol e sombra) e por região (A, B e C), no final de cada período de experimento (1 e 2). A espessura da lâmina foliar na região mediana foi medida paralelamente à superfície da folha, em secção transversal. Dois cortes por folha foram feitos manualmente com o auxílio de isopor e lâmina. Em cada corte foi medida a espessura em quatro campos diferentes com o auxílio do microscópio digital Quimis® e do programa Motic Educator. Os resultados foram apresentados como espessura foliar média por planta, em micrômetros.

#### 5.5.3.2 Estômatos

A análise de estômatos foi realizada em duas folhas por planta de *T. pallida*, sendo coletadas folhas de seis plantas por tratamento de luminosidade (sol e sombra) e por região (A, B e C), no final de cada período de experimento (1 e 2). Na região mediana inferior de folhas de *T. pallida* foi aplicada uma camada de esmalte incolor para unhas, a qual foi retirada após secagem e analisada em microscópio digital Quimis®, com o auxílio do programa Motic Educator.

O número de estômatos e o número de células epidérmicas foram contados em 1 mm<sup>2</sup> de cada superfície foliar. Os resultados foram apresentados como densidade estomática (número de estômatos por milímetro quadrado de folha) e índice estomático (%), o qual foi calculado pela expressão, segundo Cutter (1986):

$$\text{Índice estomático (IE)} = \text{Es}/(\text{Es}+\text{Ep}) \times 100$$

Onde:

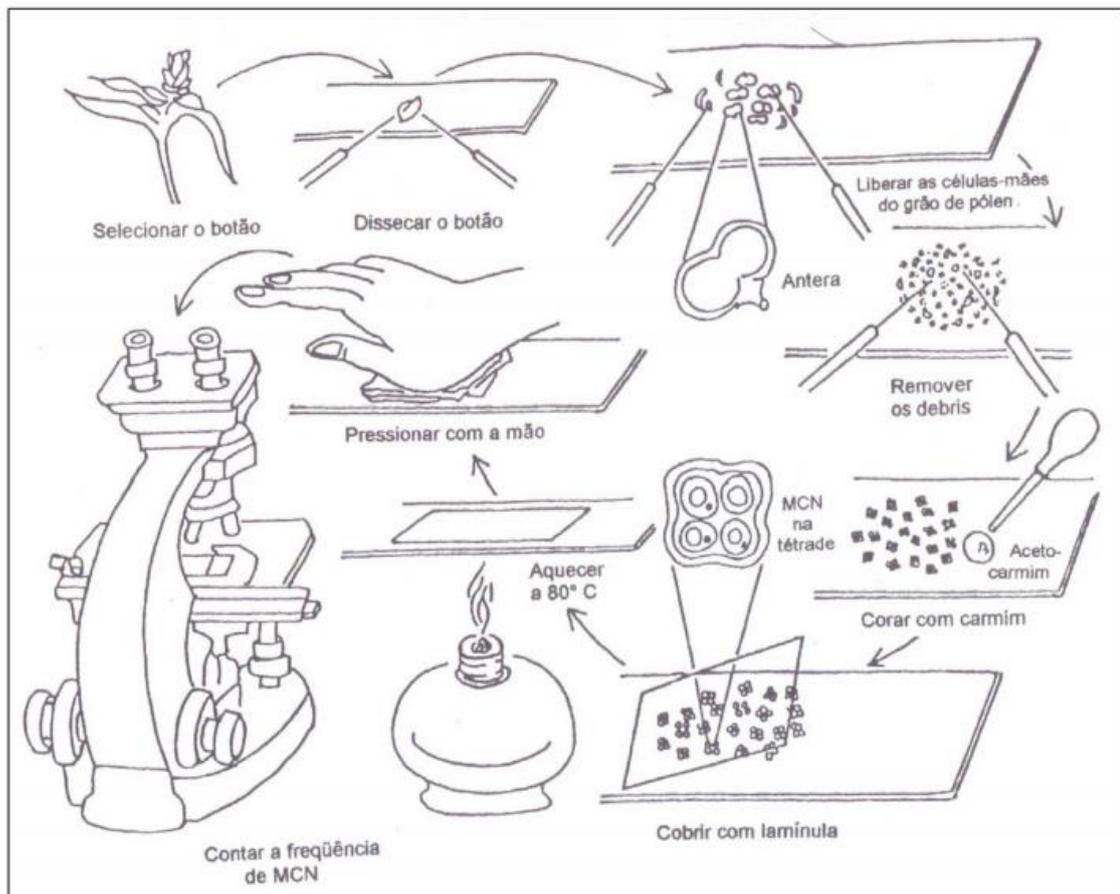
Es = número de estômatos por unidade de área

Ep = número células epidérmicas da mesma área

### 5.5.3.3 Bioensaio Trad-MCN

Inflorescências jovens de *T. pallida* foram coletadas três dias após a realização dos experimentos de amostragem passiva de O<sub>3</sub> (descritos no subitem 4.5.1.1) para análise de micronúcleos, segundo adaptação do protocolo proposto por Ma (1981) (Figura 8).

Botões jovens conservados em etanol 70% foram dissecados e esmagados em lâmina de vidro, adicionando-se uma gota de corante carmim acético. Após este procedimento os fragmentos foram retirados e foi colocada a lamínula. A lâmina então foi pressionada levemente com papel absorvente para o achatamento das tétrades e considerou-se apenas as que continham tétrades jovens. Em cada coleta foram preparadas 10 lâminas por região de exposição das plantas, contando-se um grupo aleatório de 300 tétrades em cada lâmina, no aumento de 40 vezes do microscópio óptico binocular Biovaol L1000. A frequência de micronúcleos foi expressa em porcentagem (número total de micronúcleos em 100 tétrades) (Figura 9).



Fonte: Ma (1981)

Figura 8 - Preparação da lâmina para análise de micronúcleos em *Tradescantia pallida*

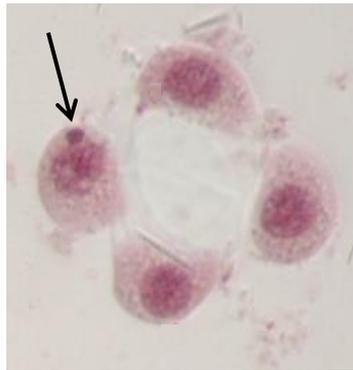


Figura 9 - Micronúcleo (apontado pela seta) em uma tétrade de grão de pólen de *Tradescantia pallida*

#### 5.5.4 Parâmetros de crescimento

##### 5.5.4.1 Altura, número de folhas e diâmetro do caule

A contagem do número de folhas e as medições da altura e do diâmetro do caule foram realizadas para as 12 plantas de cada espécie, em cada tratamento de luminosidade (sol e sombra) e em cada região (A, B e C). A avaliação do incremento no número de folhas, na altura, expressa em centímetros, e no diâmetro do caule, expresso em milímetros, foi feita subtraindo a medição inicial (primeiro dia de exposição) da medição final (após cerca de 120 dias de exposição).

##### 5.5.4.2 Área foliar

A área foliar específica (AFE) foi estimada pelo cálculo da massa seca de três discos de folha de  $6,8 \text{ mm}^2$  cada. Os discos foram retirados de uma folha por planta, sendo seis plantas por tratamento de luminosidade (sol e sombra) e por região (A, B e C).

A área foliar total (AFT) foi estimada pela massa seca total das folhas de cada planta, relacionada com a massa seca total dos três discos foliares de área conhecida.

Os resultados da AFE foram expressos em centímetros quadrados por grama de folha seca e, da AFT, em metros quadrados.

#### 5.5.4.3 *Massa seca*

No final de cada período de experimento (1 e 2), todas as plantas foram separadas em raiz, caule e folhas, de acordo com o tratamento de luminosidade (sol e sombra) e com a região (A, B e C). Em seguida, foram mantidas em estufa a 70°C, por 48 horas, e pesadas em balança analítica para determinação da massa seca. Os resultados foram apresentados como MSR/MSA, razão entre a massa seca da raiz e a massa seca da parte aérea (caule + folha), e como massa seca total de cada planta (MST), expressos em gramas.

#### 5.5.5 *Composição química foliar e do solo*

A análise da composição química foliar foi realizada em cinco plantas de cada espécie, expostas em cada região (A, B e C), coletadas no final dos dois períodos de experimento (1 e 2). Também foram coletadas cinco amostras de solo, no final de cada período de experimento, para a mesma análise de elementos químicos realizada com as amostras foliares. A digestão das amostras foliares e do solo foi baseada na metodologia proposta pelo “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” da Associação Americana de Saúde Pública (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 2005).

A digestão das amostras foliares foi realizada no Laboratório de Toxicologia e Parasitologia Ambiental, da EERP/USP, sob a orientação da profa. Dra. Susana Segura-Muñoz. Aproximadamente 0,25 g de folha seca de cada amostra foram digeridas em bombas de teflon com ácido nítrico (65%) por 16 horas, sendo oito horas em temperatura ambiente e oito horas a 90°C. Após filtração, as amostras foram diluídas a 25 mL com água Mili-Q em balões volumétricos.

A digestão das amostras de solo foi realizada no Laboratório de Toxicologia e Saúde Ambiental, da Universitat Rovira i Virgili (URV), em Reus, Espanha, sob orientação do professor Dr. José Luis Domingo. Aproximadamente 0,50 g de cada amostra de solo foram digeridas seguindo os mesmos procedimentos com as amostras foliares.

Os elementos químicos arsênio (As), bário (Ba), cálcio (Ca), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), magnésio (Mg), manganês (Mn), fósforo (P), chumbo (Pb), enxofre (S) e zinco (Zn), foram determinados por Espectroscopia com Plasma Induzido-Espectroscopia de Massas (ICP-MS, Perkin Elmer Elan 6000). Os limites de detecção para cada elemento químico analisado são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Limites de detecção ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) dos elementos químicos analisados em amostras foliares e de solo, coletadas no final de cada período de exposição das plantas

Elemento químico	Limites de detecção	
	Amostras foliares	Amostras de solo
As	0,002	0,0002
Ba	0,001	0,0001
Ca	5,0	0,625
Cd	0,0005	0,00006
Cr	0,005	0,0006
Cu	0,002	0,0002
Fe	1,0	0,125
Hg	0,002	0,0002
Mg	1,0	0,125
Mn	0,001	0,0001
P	5,0	0,625
Pb	0,0005	0,00006
S	2,0	0,25
Zn	0,005	0,0006

### 5.5.6 Morbidade por doenças respiratórias

A influência da poluição atmosférica sobre a saúde da população foi avaliada pelo quadro de morbidade respiratória da população residente em Ribeirão Preto, no período de janeiro de 2009 a dezembro de 2011. Para a realização dessa análise, indicadores de morbidade (número de internações por doenças respiratórias) foram correlacionados com indicadores ambientais (concentração de poluentes atmosféricos e dados meteorológicos).

Foram extraídos do Datasus dados sobre o número de internações mensais por doenças do aparelho respiratório, codificados no capítulo X da 10ª Revisão da Classificação Internacional de Doenças (CID-10), para dois grupos de faixa etária: crianças (menores de cinco anos de idade) e idosos (com 60 anos de idade ou mais) (DEPARTAMENTO DE INFORMÁTICA DO SISTEMA ÚNICO DE SAÚDE, 2012). A taxa de internação por doenças respiratórias, nessas duas faixas etárias, é um dos indicadores de saúde adotados pelo VIGIAR para operacionalização dessa vigilância em seu campo de atuação (VILLARDI et al., 2011).

Para o mesmo período, as concentrações mensais de  $\text{MP}_{10}$ ,  $\text{NO}_2$  e  $\text{O}_3$  foram obtidas em registros diários da Cetesb (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2012b). As médias mensais de temperatura e o volume mensal de precipitação, calculado pela

média aritmética dos volumes diários, foram extraídos dos registros do Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas do estado de São Paulo (CENTRO INTEGRADO DE INFORMAÇÕES AGROMETEOROLÓGICAS, 2012).

## 5.6 Análise dos dados

Os dados de cada parâmetro ambiental e morfofisiológico avaliado foram submetidos à Análise de Variância (ANOVA) para determinação de diferenças existentes entre as regiões (A, B e C) e tipos de tratamento de luminosidade (sol e sombra), por meio do software SigmaStat versão 3.5. Quando o nível de significância da análise foi atingido ( $P < 0,05$ ), aplicou-se o teste Tukey, para comparação múltipla.

Os resultados sobre a frequência de micronúcleos em *T. pallida* foram comparados entre as regiões estudadas pelo Teste *t*. Também, calculou-se o coeficiente de Pearson para análise de correlação entre a frequência de micronúcleos em *T. pallida* e a concentração de O<sub>3</sub> correspondente ao período de coleta de dados.

A composição química do solo coletado no final de cada experimento foi comparada entre os dois períodos de experimento pelo Teste *t* ou Mann-Whitney, quando os dados apresentaram distribuição paramétrica ou não, respectivamente.

Indicadores de morbidade (número de internações por doenças respiratórias) e ambientais (MP<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, precipitação e temperatura) foram correlacionados pela Análise de Componentes Principais e pelo cálculo do coeficiente de Pearson, por meio do software XLStat versão 12.

# RESULTADOS

---

## 6 RESULTADOS

Os resultados do biomonitoramento realizado com plantas de *Tibouchina pulchra* e *Tradescantia pallida*, nas três regiões de Ribeirão Preto (*Campus* da USP, região residencial e região central), por dois períodos de aproximadamente 120 dias consecutivos, são apresentados a seguir, na mesma ordem da coleta de dados apresentada na descrição da metodologia.

Primeiramente será caracterizado cada período de experimento de acordo com os parâmetros ambientais monitorados pela Cetesb e apresentados os resultados da amostragem passiva de O<sub>3</sub>, comparando-se as três regiões estudadas. Também são apresentados os dados de temperatura, umidade relativa do ar e radiação solar monitorados durante as coletas de dados fisiológicos.

Em seguida, são apresentados os resultados dos parâmetros fisiológicos, anatômicos e de crescimento avaliados para cada espécie, comparando-se as três regiões e os dois tratamentos de luminosidade (sol e sombra), assim como os resultados da análise química foliar e do solo, comparando-se as três regiões e os dois períodos experimentais.

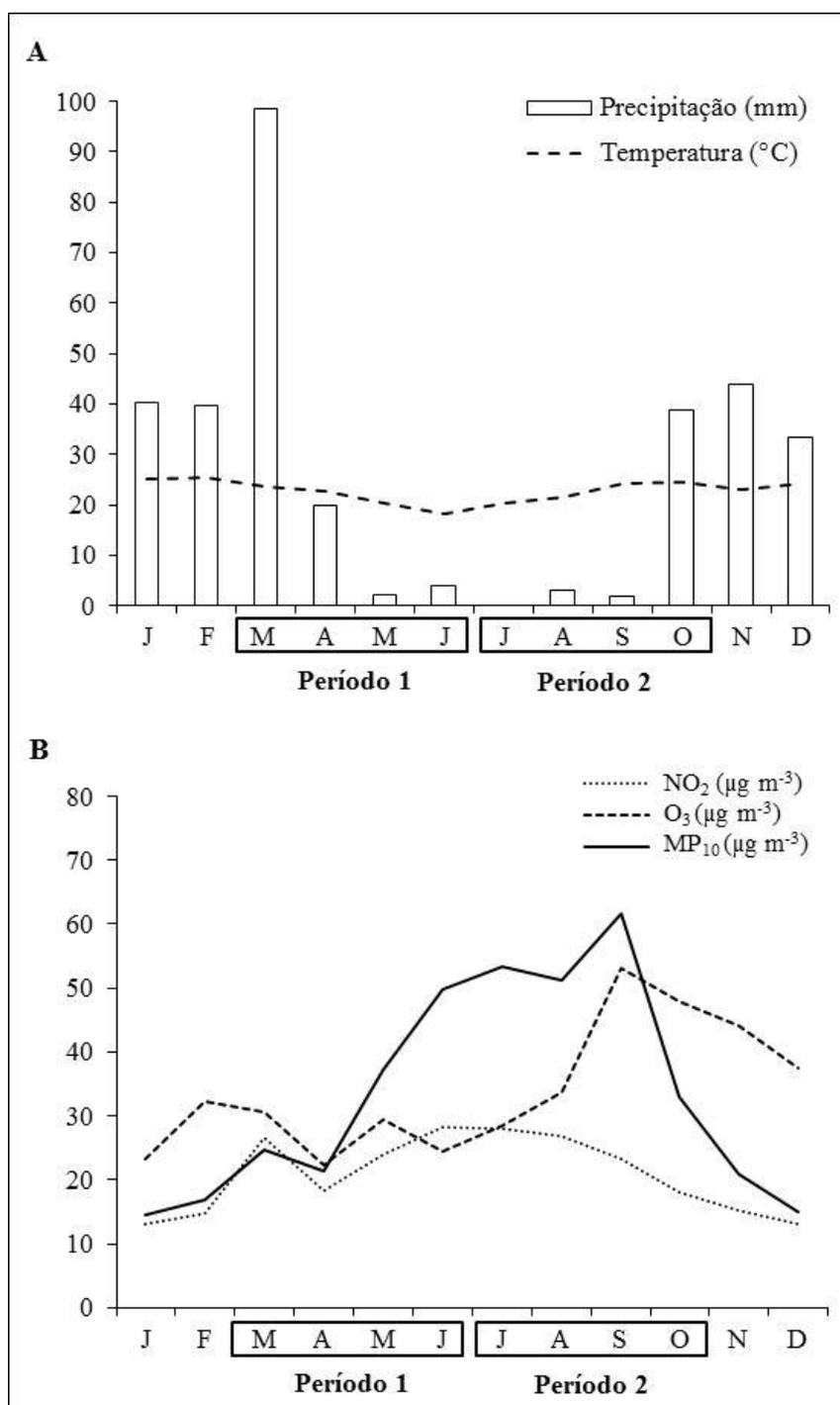
Por fim, são apresentados os resultados da correlação entre indicadores de morbidade respiratória e ambientais, de acordo com a faixa etária da população: crianças menores que cinco anos de idade e idosos maiores que 60 anos, referente ao período compreendido entre janeiro de 2009 e dezembro de 2011.

### 6.1 Parâmetros ambientais

Durante o primeiro período experimental (março a junho de 2011), a temperatura e a precipitação média mensal foram decrescentes, variando de 24°C a 18°C e de 98 a 4 mm de chuva (Figura 10A). Quanto aos poluentes, NO<sub>2</sub> e O<sub>3</sub> apresentaram concentrações médias de 24 µg m<sup>-3</sup> e 27 µg m<sup>-3</sup>, respectivamente, não variando muito durante o período. A concentração média de MP<sub>10</sub> apresentou um aumento de 100% durante esse período, variando de 25 µg m<sup>-3</sup>, em março, a 50 µg m<sup>-3</sup> em junho (Figura 10B).

Durante o segundo período experimental (julho a outubro de 2011), a temperatura e a precipitação média mensal foram crescentes, variando de 20°C a 24°C e de 0 a 38 mm de chuva (Figura 10A). Já as concentrações mensais dos poluentes primários, MP<sub>10</sub> e NO<sub>2</sub>, foram

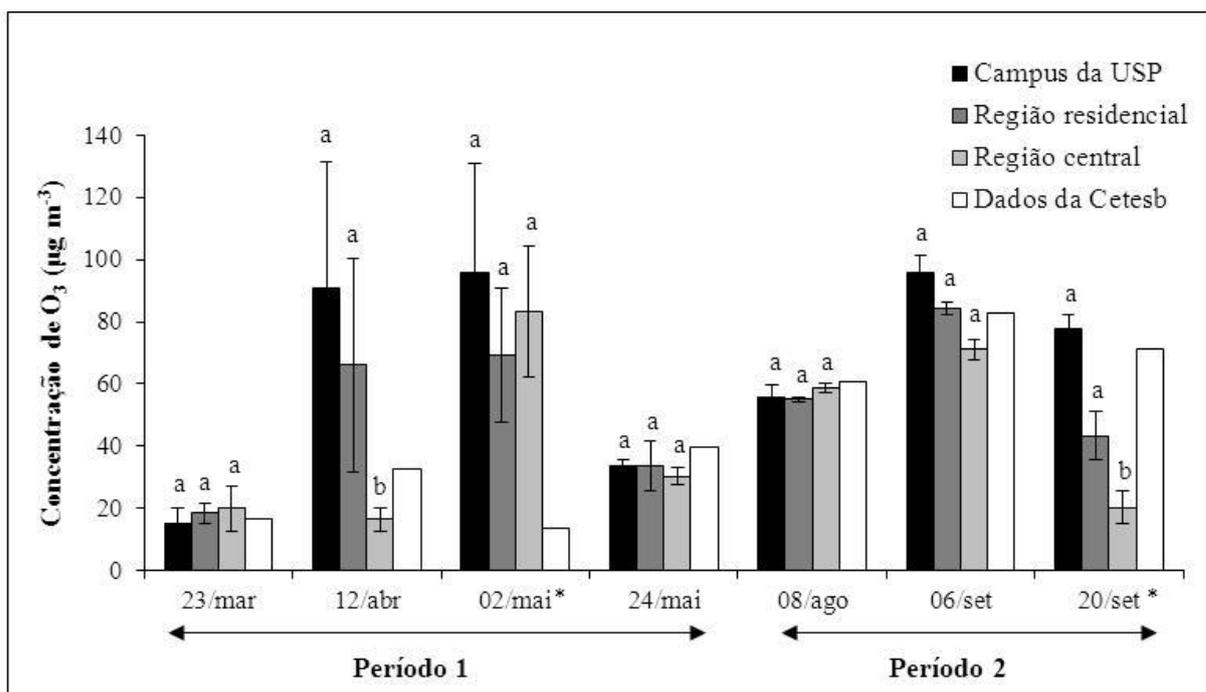
decrecentes (Figura 10B). A concentração de  $MP_{10}$  foi em média de  $56 \mu\text{g m}^{-3}$  em julho, agosto e setembro, diminuindo para  $32 \mu\text{g m}^{-3}$  em outubro. As concentrações de  $NO_2$  variaram de  $28 \mu\text{g m}^{-3}$ , em julho, a  $18 \mu\text{g m}^{-3}$  em outubro. As concentrações de  $O_3$ , poluente secundário, variaram de 29 a  $53 \mu\text{g m}^{-3}$  durante esse período, com pico em setembro.



Período 1: mar a jun/2011; Período 2: jul a out/2011

Figura 10 - Dados meteorológicos (A) e concentração de poluentes atmosféricos (B) em Ribeirão Preto-SP, durante os meses de 2011

A amostragem passiva de O<sub>3</sub> foi realizada de março a setembro de 2011, nas três regiões estudadas. Diferença significativa entre as regiões foi encontrada apenas para as coletas dos dias 12 de abril e 20 de setembro (Figura 11). Nessas coletas, as concentrações de O<sub>3</sub> foram maiores no *Campus* da USP em relação às demais regiões estudadas. A mesma tendência, mas sem diferença significativa, foi observada para as coletas dos dias 2 de maio e 6 de setembro.



Letras diferentes representam diferenças significativas ( $P \leq 0,05$ ) entre regiões. Período 1: mar a jun/2011; Período 2: jul a out/2011. \* dia nublado.

Figura 11 – Concentração média de O<sub>3</sub> ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) por amostragem passiva nas três regiões estudadas (média  $\pm$  desvio padrão) e valores de referência da Cetesb, Ribeirão Preto-SP, 2011

## 6.2 Paramêntros fisiológicos

Os dados ambientais monitorados em cada região de exposição das plantas, durante as avaliações da fluorescência da clorofila *a*, são apresentados na Tabela 4. Em média, a temperatura, a umidade relativa do ar e o fluxo de fótons fotossinteticamente ativos (FFFA) avaliados no período da manhã, entre 7 e 8 horas, foram, respectivamente, 18,9°C, 77,2% e 156,0  $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ . Para esses mesmos parâmetros, a média das avaliações registradas no início da tarde, entre 13 e 14 horas, foram, respectivamente, 31,9°C, 39,8% e 1.458,3  $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ .

Em geral, os parâmetros ambientais avaliados não variaram entre as regiões estudadas. As exceções foram a baixa umidade relativa do ar registrada no início da tarde para as regiões residencial (B) e central (C), na primeira coleta de dados do Período 2. Outras exceções foram os baixos valores de FFFA registrados no início da tarde para a região central (C), na segunda coleta de dados do Período 1 e, no *Campus* da USP (A), na primeira coleta de dados do Período 2.

Tabela 4 – Dados de temperatura, umidade do ar e fluxo de fótons fotossinteticamente ativos (FFFA) monitorados durante a avaliação dos parâmetros fisiológicos nas plantas expostas em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011

		Temperatura (°C)		Umidade relativa do ar (%)		FFFA ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ )	
Período 1		7h - 8h	12h - 13h	7h - 8h	12h - 13h	7h - 8h	12h - 13h
A	30° dia	19,4	30,4	90,4	42,4	182,3	1697,0
B	30° dia	19,7	32,2	84,0	42,0	157,5	1284,3
C	30° dia	19,1	31,2	85,0	41,5	158,6	1837,6
A	90° dia	14,8	29,0	77,0	36,0	102,4	1177,2
B	90° dia	17,7	29,0	78,0	36,5	153,7	1146,0
C	90° dia	17,6	29,1	73,5	49,8	150,9	919,6
Período 2							
A	30° dia	19,3	25,4	77,9	58,8	157,2	890,1
B	30° dia	15,4	42,6	86,5	25,2	150,9	1287,6
C	30° dia	21,5	35,8	57,9	23,2	151,6	1824,9
A	90° dia	19,5	32,3	75,4	37,4	186,8	1766,0
B	90° dia	25,4	31,3	59,0	45,8	155,2	1857,4
C	90° dia	17,5	34,6	81,3	39,0	164,4	1812,3

A: *Campus* da USP; B: Região residencial; C: Região central. Período 1: mar a jun/2011; Período 2: jul a out/2011. FFFA: Fluxo de fótons fotossinteticamente ativos

### 6.2.1 Fluorescência da clorofila *a*

A razão  $F_v/F_m$  (relação entre fluorescência variável e fluorescência máxima) representa a eficiência quântica máxima do fotossistema II (PSII). A razão  $F_v/F_m$  variou entre 0,67 e 0,80 para as duas espécies estudadas, durante os dois períodos experimentais (Figura 12 e 13).

Em *T. pulchra*, diferenças significativas foram observadas entre os tratamentos de luminosidade para as plantas expostas no *Campus* da USP (A) e na região central (C), após 30 dias de exposição, durante o primeiro período de experimento (Figura 12). As plantas expostas ao sol nessas regiões apresentaram a razão  $F_v/F_m$  cerca de 9% menor que as plantas

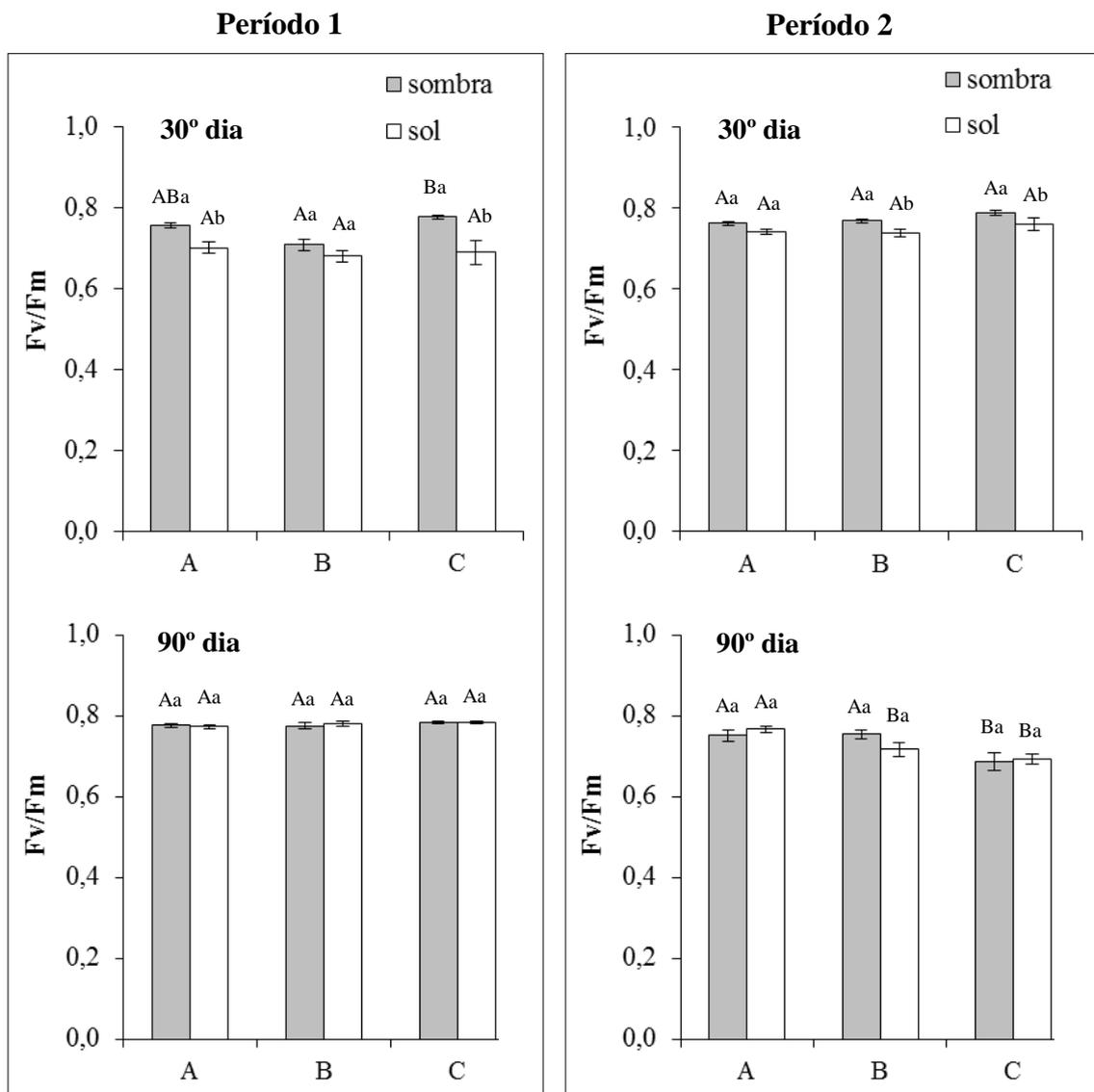
expostas à sombra. Quanto à região, diferenças significativas foram observadas entre as plantas expostas à sombra, sendo as da região residencial (B) com os menores valores para a razão Fv/Fm (0,71, em média), em relação as do *Campus* da USP (A) e da região central (C) (0,77, em média).

Durante o segundo período experimental, diferenças significativas foram encontradas entre os tratamentos de luminosidade, após 30 dias de exposição, sendo a razão Fv/Fm em plantas expostas ao sol na região residencial (B) e central (C) cerca de 4% menor do que as expostas à sombra. Após 90 dias de exposição, diferenças significativas foram observadas entre as regiões de exposição. Nesse período, as plantas da região central (C) expostas à sombra e ao sol apresentaram valores para a razão Fv/Fm em torno de 0,69, enquanto as plantas do *Campus* da USP (A) e da região residencial (B) os valores encontrados foram, em média, 0,75 (Figura 12).

Plantas de *T. pallida* apresentaram diferenças significativas para a razão Fv/Fm entre os tratamentos de luminosidade, após 30 dias de exposição, durante o primeiro período experimental (Figura 13). Nesse período, as plantas expostas ao sol na região residencial (B) apresentaram valores para a razão Fv/Fm cerca de 5,5% menores do que as plantas expostas à sombra. Diferenças significativas também foram observadas nesse período entre as regiões, apenas para as plantas expostas ao sol, sendo os menores valores encontrados na região residencial (0,67, em média), comparados aos do *Campus* da USP (A) e da região central (C) (0,74, em média).

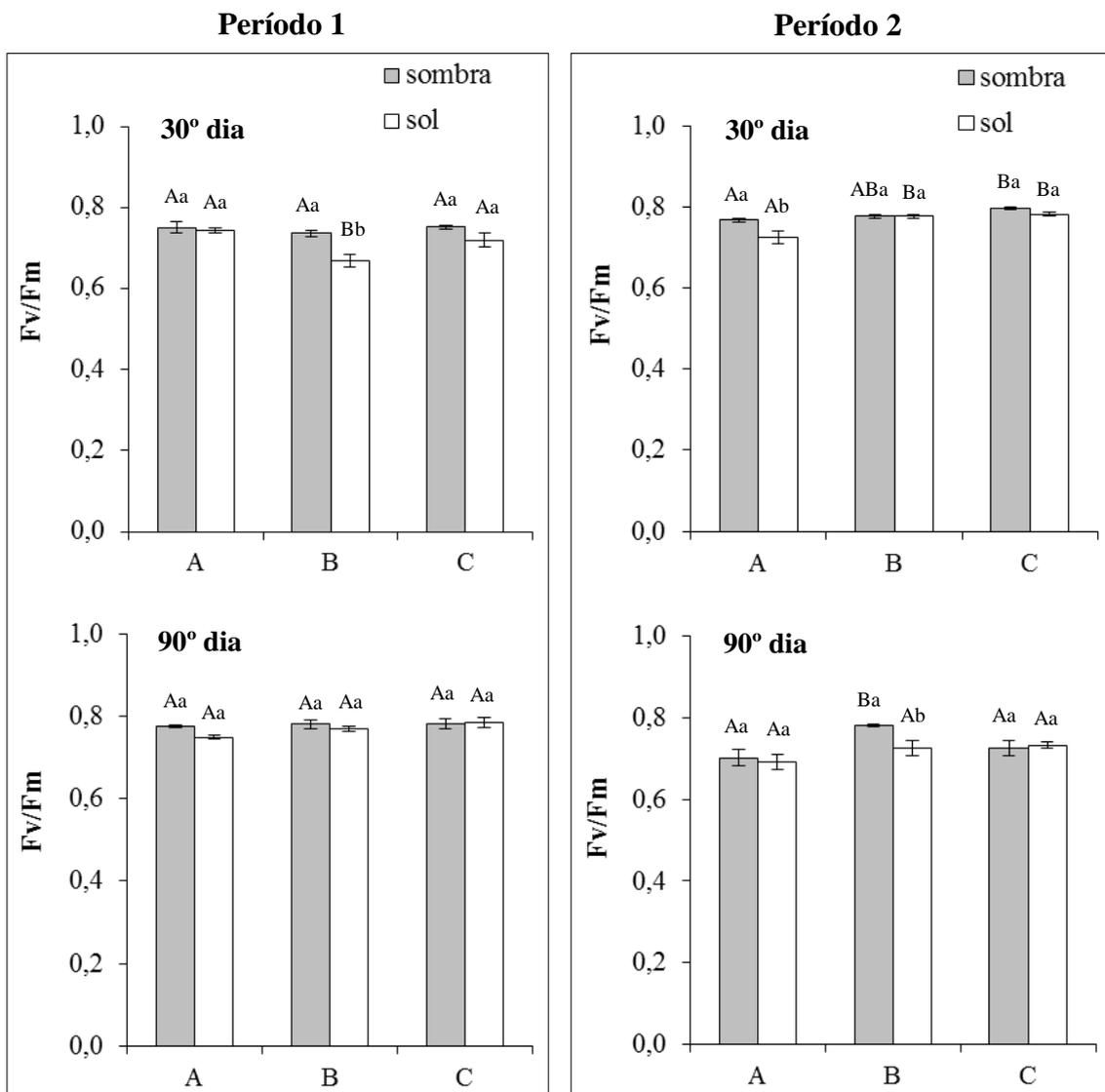
Durante o segundo período experimental, diferenças significativas foram encontradas entre os tratamentos de luminosidade para as plantas do *Campus* da USP (A), após 30 dias de exposição. Nesse local, as plantas expostas ao sol apresentaram valores para a razão Fv/Fm cerca de 5% menores do que as plantas expostas à sombra. Diferenças significativas entre as regiões de exposição também foram observadas nesse período, sendo as plantas do *Campus* da USP (A) com os menores valores para a razão Fv/Fm (0,75, em média), comparadas às da região residencial (B) e central (C) (0,78, em média) (Figura 13).

Após 90 dias de exposição, diferenças significativas foram observadas entre os tratamentos de luminosidade apenas para as plantas expostas na região residencial (B), sendo as plantas expostas ao sol com valores de Fv/Fm cerca de 7% menores do que as expostas à sombra. Diferenças significativas também foram encontradas entre as regiões, sendo as plantas expostas à sombra na região residencial (B) com os maiores valores de Fv/Fm (0,78, em média), em relação às do *Campus* da USP (A) e da região central (C) (0,71, em média) (Figura 13).



A: *Campus da USP*; B: *Região residencial*; C: *Região central*. Período 1: mar a jun/2011; Período 2: jul a out/2011. Letras maiúsculas diferentes representam diferenças significativas entre as regiões e, minúsculas, entre os tratamentos de luminosidade ( $P \leq 0,05$ ;  $n=12$ ). Dados apresentados como média e erro padrão (barras)

Figura 12 - Eficiência quântica máxima do fotossistema II (Fv/Fm) em plantas de *Tibouchina pulchra* expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011



A: *Campus* da USP; B: Região residencial; C: Região central. Período 1: mar a jun/2011; Período 2: jul a out/2011. Letras maiúsculas diferentes representam diferenças significativas entre as regiões e, minúsculas, entre os tratamentos de luminosidade ( $P \leq 0,05$ ;  $n=12$ ) Dados apresentados como média e erro padrão (barras)

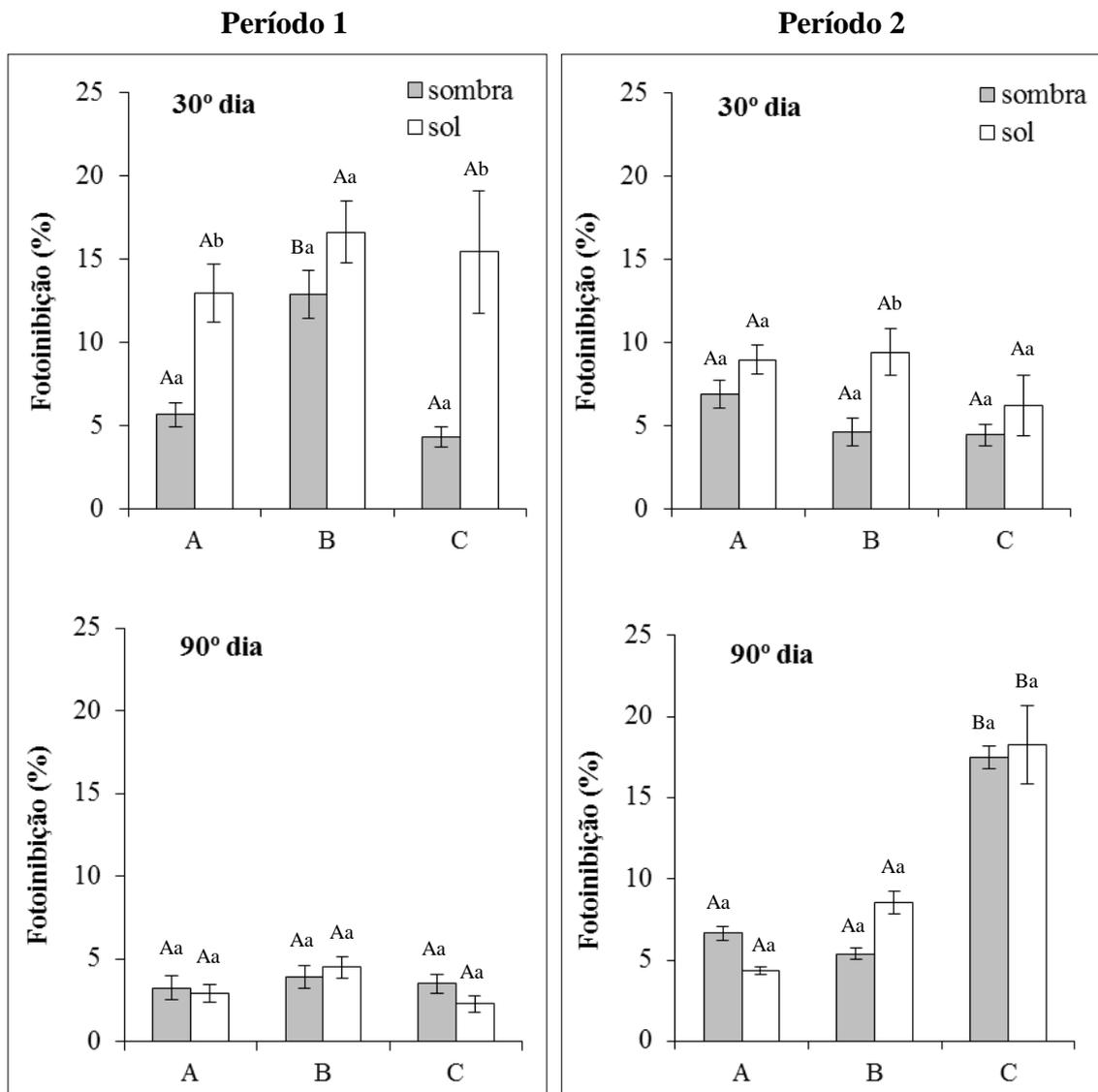
Figura 13 - Eficiência quântica máxima do fotossistema II (Fv/Fm) em plantas de *Tradescantia pallida* expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011

A taxa de fotoinibição em plantas de *T. pulchra* variou de 2,4 a 18,3% nos dois períodos experimentais (Figura 14). Durante o primeiro período experimental, diferenças significativas foram observadas entre os tratamentos de luminosidade para as plantas expostas no *Campus* da USP (A) e na região central (C), após 30 dias de exposição. Nessas regiões, as plantas expostas à sombra apresentaram fotoinibição cerca de 64% menor do que as plantas expostas ao sol. Quanto à região, diferenças significativas foram observadas entre as plantas expostas à sombra, após 30 dias de exposição, sendo as plantas da região residencial (B) com as maiores taxas de fotoinibição (12,9%, em média), em relação às do *Campus* da USP (A) e da região central (C) (5%, em média).

A variação encontrada para a taxa de fotoinibição em plantas de *T. pallida* foi de 2,4 a 18,6%, para os dois períodos experimentais (Figura 15). Diferenças significativas foram encontradas entre os tratamentos de luminosidade, após 30 dias de exposição, para as plantas da região residencial (B) e central (C), sendo as plantas expostas à sombra com taxas de fotoinibição cerca de 45% menores do que as expostas ao sol.

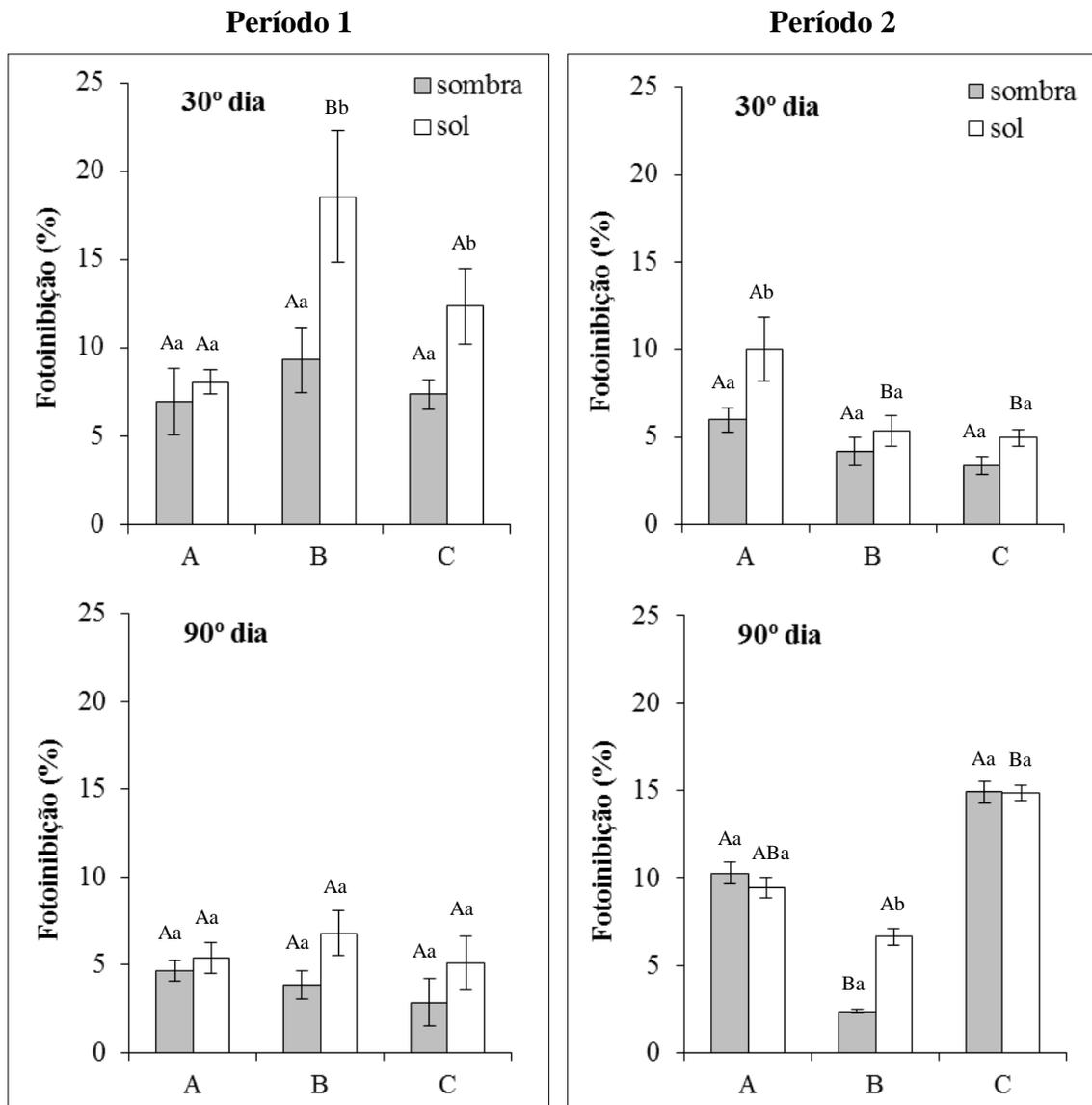
Durante o segundo período experimental, diferenças significativas foram encontradas entre os tratamentos de luminosidade para as plantas do *Campus* da USP (A), após 30 dias de exposição, e para as plantas da região residencial (B), após 90 dias de exposição. Nessas regiões, as plantas expostas à sombra apresentaram taxas de fotoinibição cerca de 52% menores do que as plantas expostas ao sol (Figura 15).

Diferenças significativas entre as regiões também foram observadas nesse período, após 30 dias de exposição, sendo as plantas da região residencial (B) e central (C), expostas ao sol, com as menores taxas de fotoinibição (10,0%, em média), comparadas às do *Campus* da USP (A) (5,1%, em média). Após 90 dias de exposição, as plantas da região central (C) expostas à sombra e ao sol apresentaram maiores taxas de fotoinibição (14,9%, em média), em relação às do *Campus* da USP (A) e da região residencial (B) (7,2%, em média) (Figura 15).



A: *Campus da USP*; B: *Região residencial*; C: *Região central*. Período 1: mar a jun/2011; Período 2: jul a out/2011. Letras maiúsculas diferentes representam diferenças significativas entre as regiões e, minúsculas, entre os tratamentos de luminosidade ( $P \leq 0,05$ ;  $n=12$ ). Dados apresentados como média e erro padrão (barras)

Figura 14 - Fotoinibição (%) em plantas de *Tibouchina pulchra* expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011



A: *Campus* da USP; B: Região residencial; C: Região central. Período 1: mar a jun/2011; Período 2: jul a out/2011. Letras maiúsculas diferentes representam diferenças significativas entre as regiões e, minúsculas, entre os tratamentos de luminosidade ( $P \leq 0,05$ ;  $n=12$ ). Dados apresentados como média e erro padrão (barras)

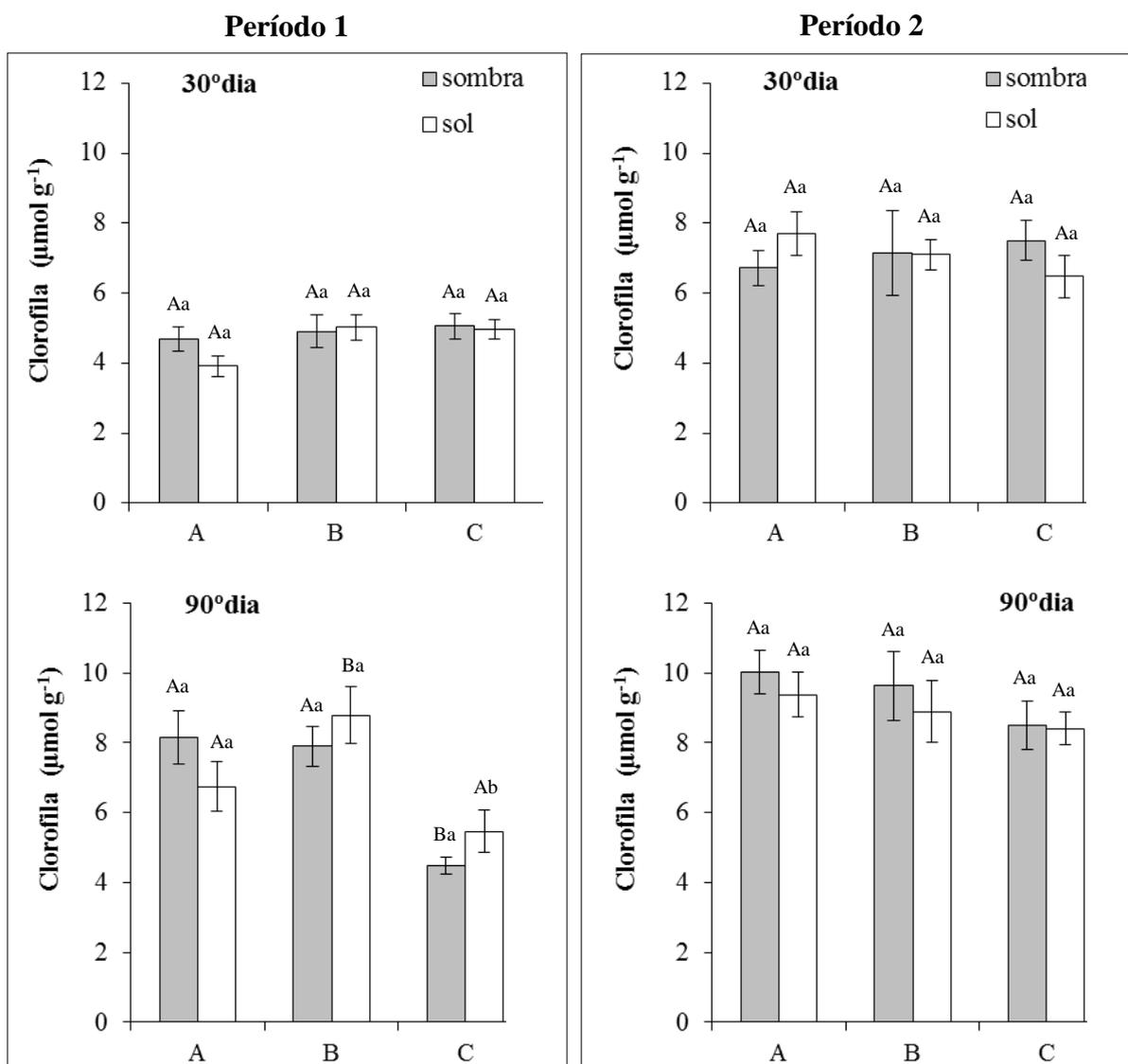
Figura 15 – Fotoinibição (%) em plantas de *Tradescantia pallida* expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011

### 6.2.2 Teor de clorofila total

O teor de clorofila total em *T. pulchra* variou entre 3,92 e 10,1  $\mu\text{mol g}^{-1}$  de folha seca (Figura 16). Diferenças significativas foram observadas entre os tratamentos de luminosidade para as plantas do região central (C), no final do primeiro período de experimento, sendo o teor de clorofila das plantas expostas ao sol cerca de 22% maior em relação às plantas de sombra. Quanto às regiões, diferenças significativas foram observadas apenas após 90 de exposição das plantas, durante o primeiro período de experimento, sendo as plantas expostas à sombra na região central (C) com os menores valores de teor de clorofila total (7,9  $\mu\text{mol g}^{-1}$ , em média), em relação às do *Campus* da USP (A) e da região residencial (B) (5,0  $\mu\text{mol g}^{-1}$ , em média).

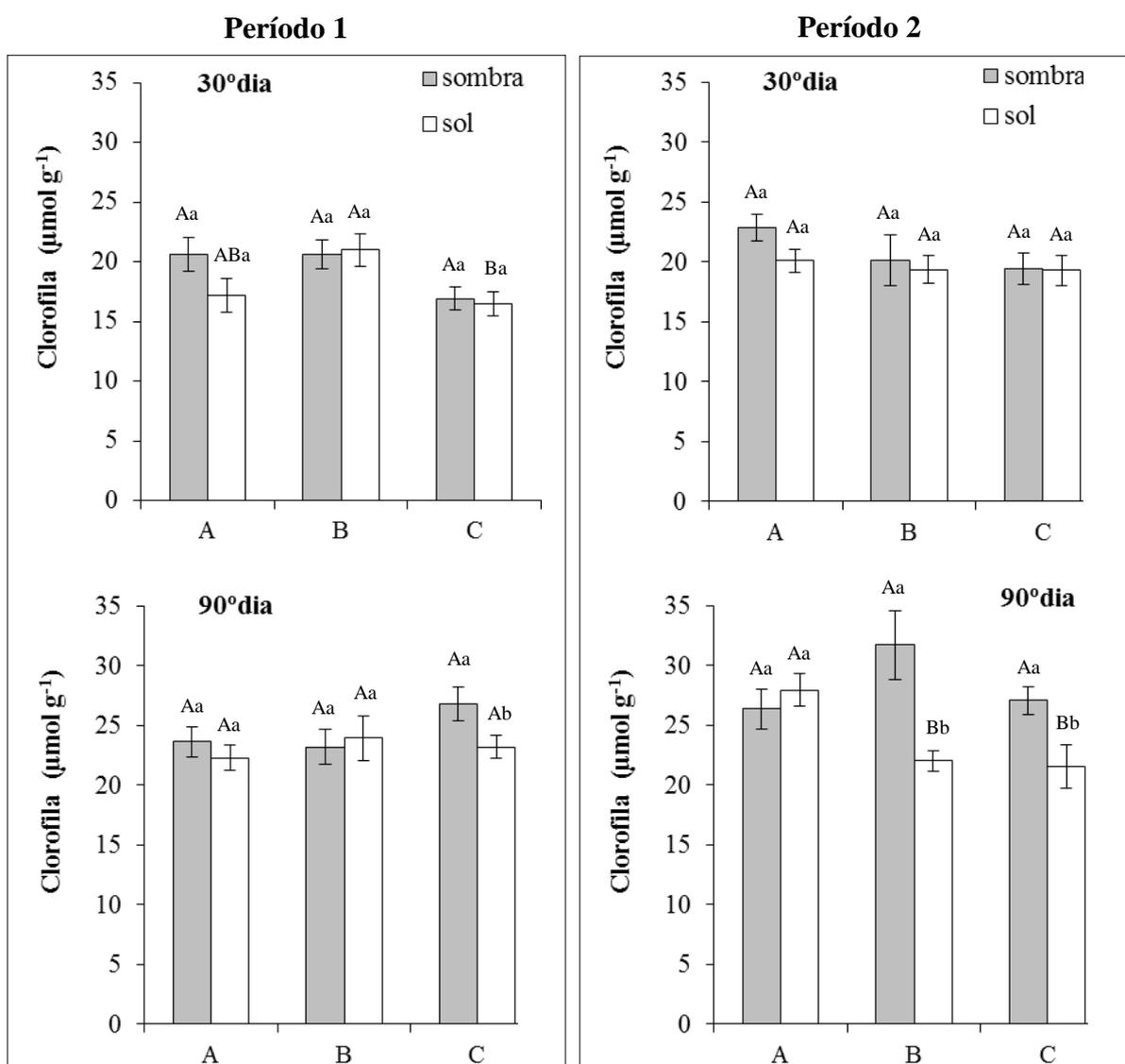
Em plantas de *Tradescantia pallida*, o teor de clorofila variou entre 16,5 a 31,7  $\mu\text{mol g}^{-1}$  de folha seca (Figura 17). Diferenças significativas foram observadas entre os tratamentos de luminosidade para as plantas expostas na região residencial (B) e central (C), nos dois períodos experimentais, após 90 dias de exposição das plantas. Nessas duas regiões, plantas expostas à sombra apresentaram teor de clorofila total aproximadamente 28% maior do que as plantas expostas ao sol.

Diferenças significativas foram observadas entre as regiões estudadas apenas para as plantas de *T. pallida* expostas ao sol. Durante o primeiro período experimental, após 30 dias, as plantas da região central (C) e do *Campus* da USP apresentaram menor teor de clorofila total (16,9  $\mu\text{mol g}^{-1}$ , em média), em relação às da região residencial (B) (21,0  $\mu\text{mol g}^{-1}$ , em média). No segundo período experimental, após 90 dias, as plantas da região residencial (B) e central (C) apresentaram os menores teores de clorofila total (21,8  $\mu\text{mol g}^{-1}$ , em média), em relação às do *Campus* da USP (A) (27,9  $\mu\text{mol g}^{-1}$ , em média) (Figura 17).



A: *Campus* da USP; B: Região residencial; C: Região central. Período 1: mar a jun/2011; Período 2: jul a out/2011. Letras maiúsculas diferentes representam diferenças significativas entre as regiões e, minúsculas, entre os tratamentos de luminosidade ( $P \leq 0,05$ ;  $n=12$ ). Dados apresentados como média e erro padrão (barras)

Figura 16 - Teor de clorofila total ( $\mu\text{mol g}^{-1}$ ) em plantas de *Tibouchina pulchra* expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011



A: *Campus da USP*; B: Região residencial; C: Região central. Período 1: mar a jun/2011; Período 2: jul a out/2011. Letras maiúsculas diferentes representam diferenças significativas entre as regiões e, minúsculas, entre os tratamentos de luminosidade ( $P \leq 0,05$ ;  $n=12$ ). Dados apresentados como média e erro padrão (barras)

Figura 17 - Teor de clorofila total ( $\mu\text{mol g}^{-1}$ ) em plantas de *Tradescantia pallida* expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011

### 6.2.3 Atividade específica da superóxido dismutase (SOD)

No primeiro período experimental, a atividade específica da enzima superóxido dismutase (SOD) em *T. pulchra* variou entre 33 e 64 U mg<sup>-1</sup> proteína (Figura 18). Diferenças significativas foram observadas entre os tratamentos de luminosidade apenas para as plantas expostas no *Campus* da USP (A), após 30 dias de exposição. Nesse local, as plantas expostas ao sol apresentaram atividade específica da SOD aproximadamente 57% menor em relação às plantas expostas à sombra.

Quanto à região de exposição, diferenças significativas foram observadas entre as plantas expostas à sombra, sendo as da região central (C) com menor atividade específica da SOD (33 U mg<sup>-1</sup> proteína, em média), em relação às plantas do *Campus* da USP (A) e da região residencial (B) (57 U mg<sup>-1</sup> proteína, em média). Entre as plantas expostas ao sol, maiores valores foram encontrados na região residencial (B) (75 U mg<sup>-1</sup> proteína, em média), em relação às plantas do *Campus* da USP (A) e da região central (C) (35 U mg<sup>-1</sup> proteína, em média) (Figura 18).

Após 90 dias de exposição das plantas, durante o primeiro período experimental, a atividade específica da SOD foi de 46 U mg<sup>-1</sup> proteína, em média, não apresentando diferenças significativas entre os tratamentos de luminosidade ou entre as regiões (Figura 18).

No segundo período experimental, a atividade específica da SOD variou entre 27 e 84 U mg<sup>-1</sup> proteína. Diferenças significativas foram observadas entre os tratamentos de luminosidade apenas para as plantas expostas na região residencial (B), após 30 dias de exposição. Nesse local, as plantas expostas à sombra apresentaram atividade específica da SOD aproximadamente 45% menor em relação às plantas expostas ao sol (Figura 18).

Após 90 dias de exposição das plantas, no final do segundo período experimental, diferenças significativas foram observadas entre os tratamentos de luminosidade apenas para as plantas expostas no *Campus* da USP (A). Nesse local, as plantas expostas à sombra apresentaram atividade específica da SOD aproximadamente 31% menor em relação às plantas expostas ao sol. Quanto à região de exposição, as plantas da região residencial (B) apresentaram os maiores valores para a atividade específica da SOD (77 U mg<sup>-1</sup> proteína, em média), independentemente do tratamento de luminosidade, em relação às plantas do *Campus* da USP (A) e da região residencial (B) (39 U mg<sup>-1</sup> proteína, em média) (Figura 18).

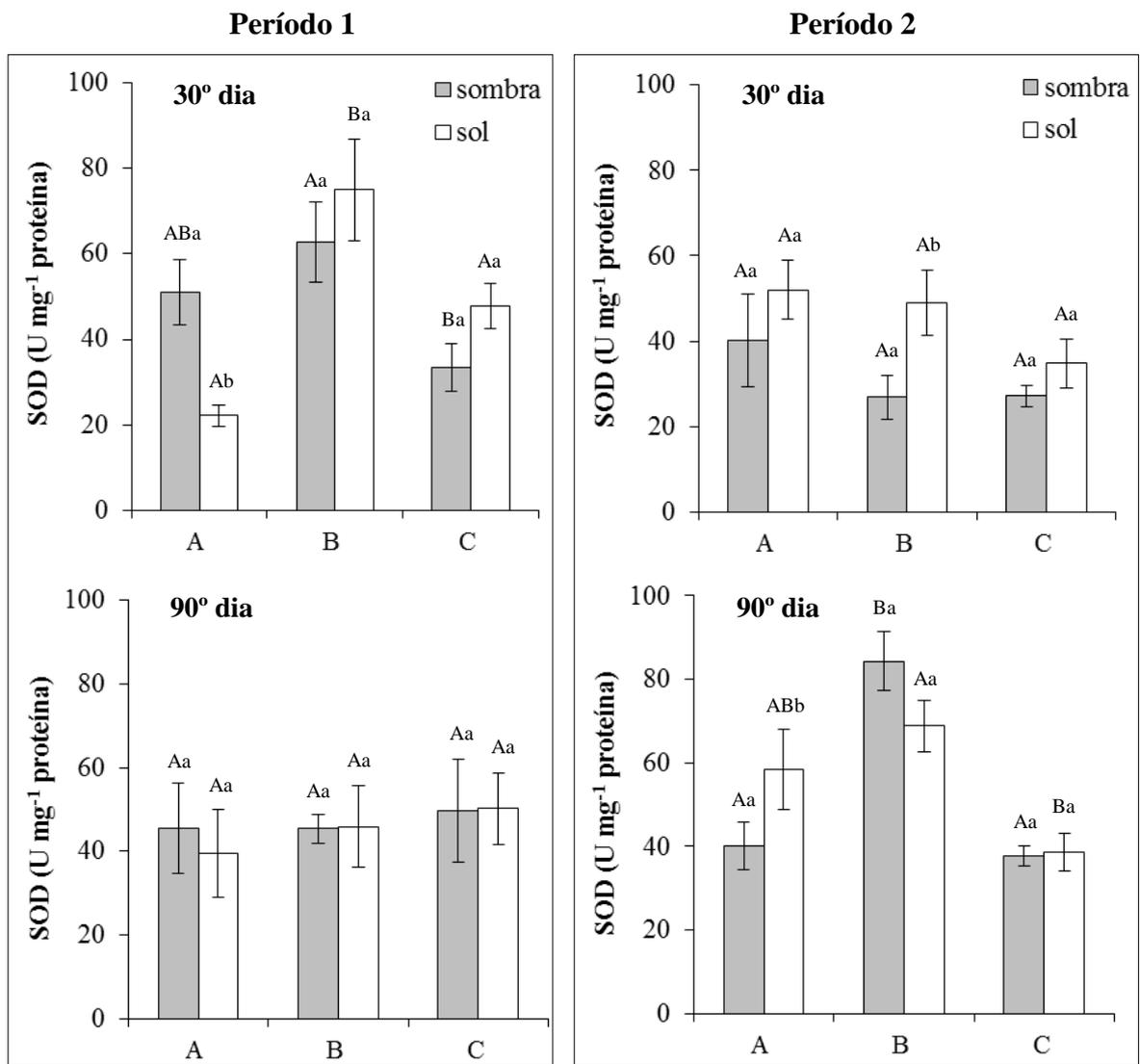
Plantas de *T. pallida*, no primeiro período experimental, apresentaram atividade específica da SOD entre 1,1 e 4,3 U mg<sup>-1</sup> proteína (Figura 19). Diferenças significativas foram observadas entre os tratamentos de luminosidade apenas para as plantas expostas no *Campus*

da USP (A), após 90 dias de exposição. Nesse local, as plantas expostas à sombra apresentaram atividade específica da SOD aproximadamente 52% menor em relação às plantas expostas ao sol.

Quanto à região de exposição, diferenças significativas foram observadas entre as plantas de *T. pallida* expostas à sombra, após 30 dias de exposição, sendo as da região central (C) com menor atividade específica da SOD ( $1,8 \text{ U mg}^{-1}$  proteína, em média), em relação às plantas do *Campus* da USP (A) e da região residencial (B) ( $4,3$  e  $2,3 \text{ U mg}^{-1}$  proteína, em média, respectivamente). Diferenças significativas entre as regiões também foram observadas para as plantas expostas ao sol, após 90 dias de exposição, sendo as da região central (C) com menor atividade específica da SOD ( $0,9 \text{ U mg}^{-1}$  proteína, em média), em relação às plantas do *Campus* da USP (A) e da região residencial (B) ( $3,0$  e  $1,5 \text{ U mg}^{-1}$  proteína, em média, respectivamente) (Figura 19).

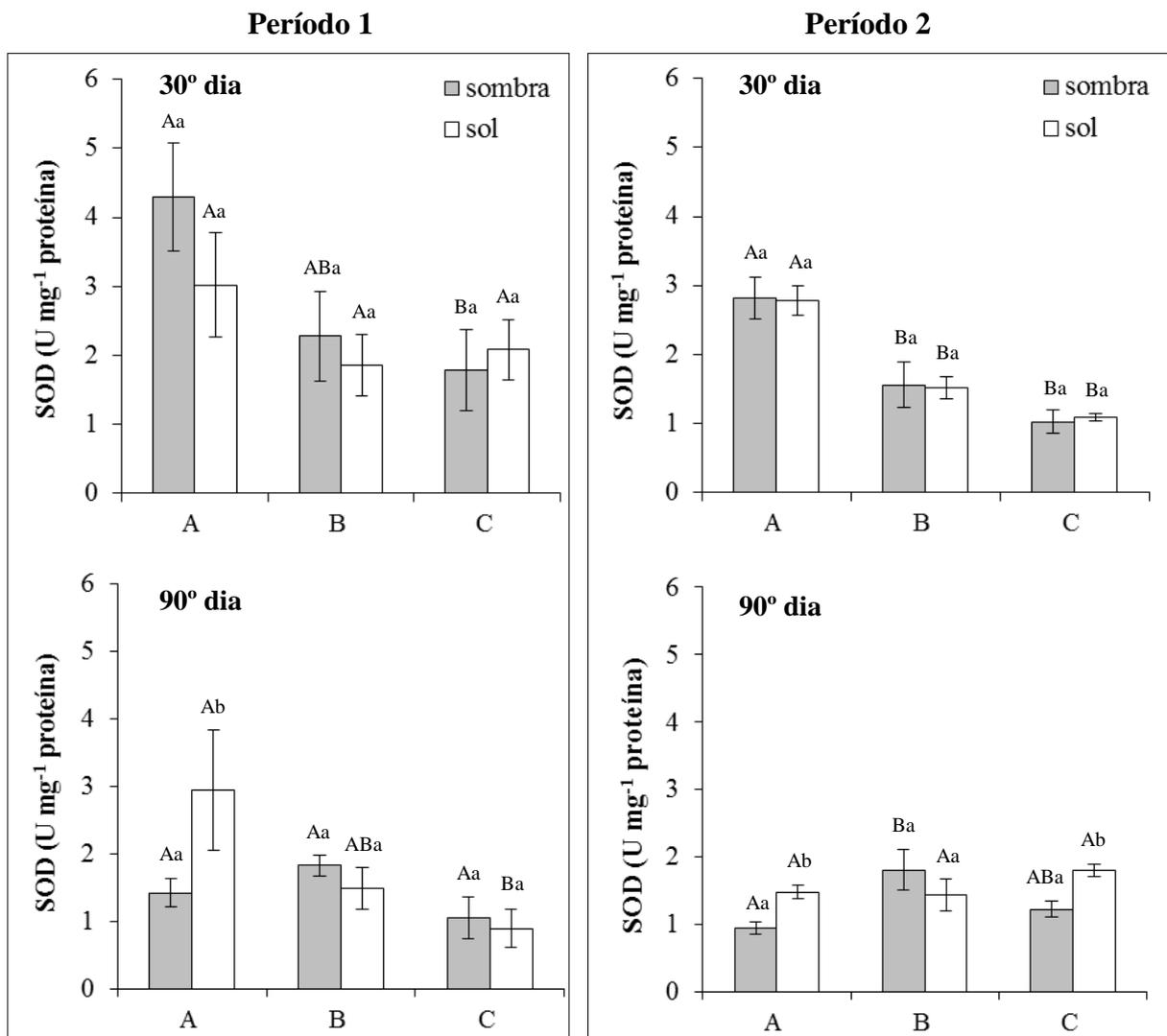
No segundo período experimental, a atividade específica da SOD variou entre  $0,9$  e  $2,8 \text{ U mg}^{-1}$  proteína. Diferenças significativas foram observadas entre os tratamentos de luminosidade apenas para as plantas expostas no *Campus* da USP (A) e na região central (C), após 90 dias de exposição. Nesses locais, as plantas expostas à sombra apresentaram atividade específica da SOD aproximadamente 34% menor em relação às plantas expostas ao sol (Figura 19).

Quanto à região de exposição, diferenças significativas foram observadas após 30 dias de exposição, independente do tratamento de luminosidade. Nesse período, as plantas da região residencial (B) e central (C) apresentaram atividade específica da SOD aproximadamente 54% menor em relação às plantas do *Campus* da USP (A). Após 90 dias de exposição, diferenças significativas entre regiões foram observadas para as plantas expostas à sombra, sendo as plantas da região residencial (B) com maior atividade específica da SOD ( $1,8 \text{ U mg}^{-1}$  proteína, em média), em relação às do *Campus* da USP (A) e da região central (C) ( $1,1 \text{ U mg}^{-1}$  proteína, em média) (Figura 19).



A: *Campus* da USP; B: Região residencial; C: Região central. Período 1: mar a jun/2011; Período 2: jul a out/2011. Letras maiúsculas diferentes representam diferenças significativas entre as regiões e, minúsculas, entre os tratamentos de luminosidade ( $P \leq 0,05$ ;  $n=6$ ). Dados apresentados como média e erro padrão (barras)

Figura 18 - Atividade específica (U mg<sup>-1</sup> proteína) da enzima superóxido dismutase (SOD) em *Tibouchina pulchra* expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011



A: Campus da USP; B: Região residencial; C: Região central. Período 1: mar a jun/2011; Período 2: jul a out/2011. Letras maiúsculas diferentes representam diferenças significativas entre as regiões e, minúsculas, entre os tratamentos de luminosidade ( $P \leq 0,05$ ;  $n=6$ ). Dados apresentados como média e erro padrão (barras)

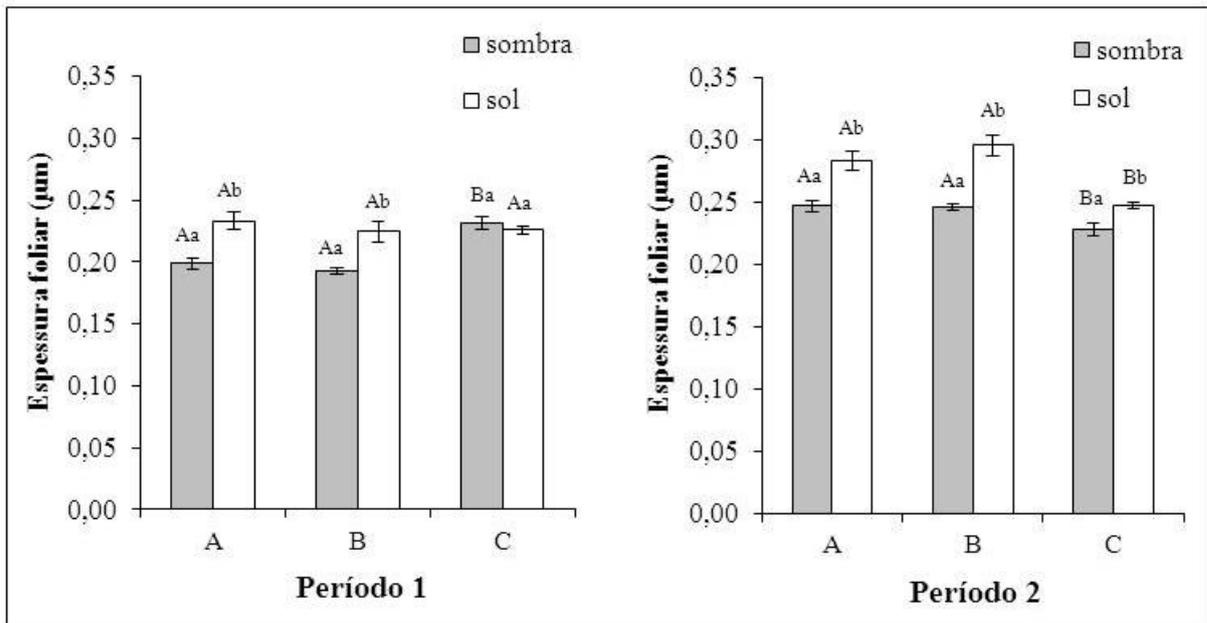
Figura 19 - Atividade específica (U mg<sup>-1</sup> proteína) da enzima superóxido dismutase (SOD) em *Tradescantia pallida* expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011

## 6.3 Parâmetros anatômicos

### 6.3.1 Espessura foliar

Ao comparar a espessura foliar em plantas de *T. pulchra* no primeiro período de experimental, diferenças significativas foram observadas entre os tratamentos de luminosidade para as plantas expostas no *Campus* da USP (A) e na região residencial (B) (Figura 20). Nessas regiões, as plantas expostas à sombra apresentaram espessura foliar em torno de 0,20  $\mu\text{m}$ , sendo 15% menor do que em plantas expostas ao sol. Diferenças significativas também foram encontradas entre as regiões, mas apenas para as plantas expostas à sombra. As plantas da região central (C) expostas à sombra apresentaram maior espessura foliar (0,23  $\mu\text{m}$ , em média), em relação às plantas do *Campus* da USP (A) e da região residencial (B) (0,20  $\mu\text{m}$ , em média).

Quanto ao segundo período experimental, diferenças significativas foram observadas entre os tratamentos de luminosidade nas três regiões de exposição das plantas (Figura 20). As plantas expostas à sombra apresentaram espessura foliar aproximadamente 13%, 17% e 8% menor do que as plantas expostas ao sol, nas regiões A, B e C, respectivamente. Diferenças significativas também foram observadas entre as regiões. As plantas da região central (C) apresentaram espessura foliar média de 0,24  $\mu\text{m}$ , sendo 11% menor do que as plantas do *Campus* da USP (A) e da região residencial (B).

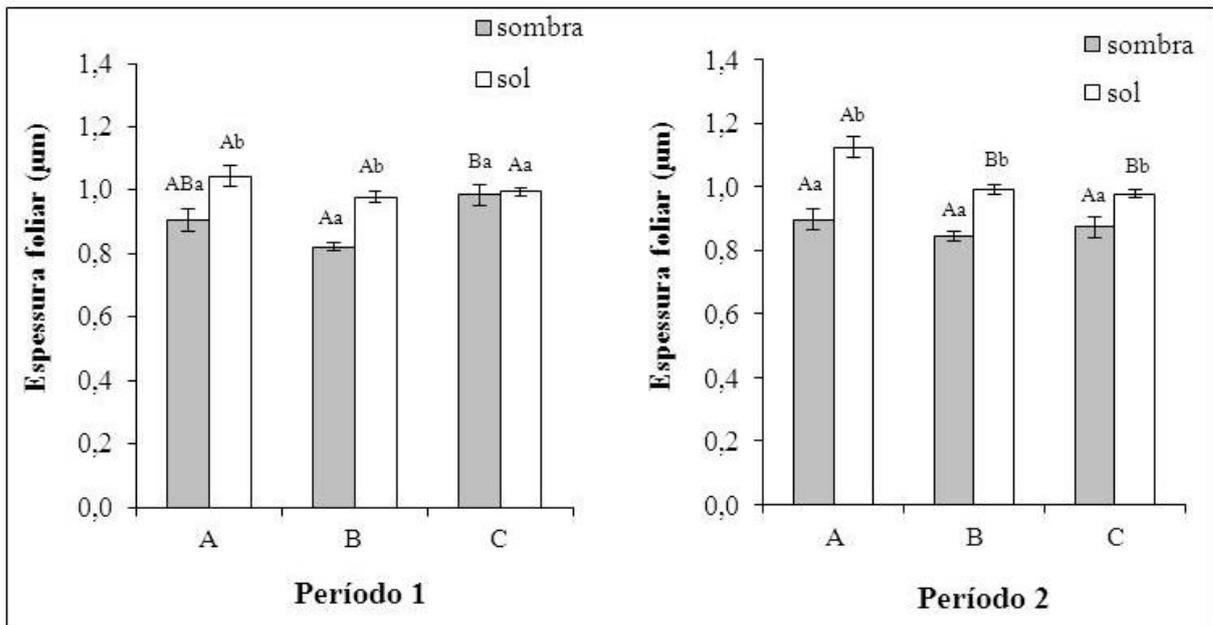


A: *Campus* da USP; B: Região residencial; C: Região central. Período 1: mar a jun/2011; Período 2: jul a out/2011. Letras maiúsculas diferentes representam diferenças significativas entre as regiões e, minúsculas, entre os tratamentos de luminosidade ( $P \leq 0,05$ ;  $n=12$ ). Dados apresentados como média e erro padrão (barras)

Figura 20 - Espessura foliar ( $\mu\text{m}$ ) em plantas de *Tibouchina pulchra* expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011

Ao comparar a espessura foliar em plantas de *T. pallida* no primeiro período de experimento, diferenças significativas foram observadas entre os tratamentos de luminosidade para as plantas expostas no *Campus* da USP (A) e na região residencial (B) (Figura 21). Nessas regiões, as plantas expostas à sombra apresentaram espessura foliar em torno de 0,86  $\mu\text{m}$ , sendo em média 14% menor do que as plantas expostas ao sol. Diferenças significativas também foram encontradas entre as regiões, mas apenas para as plantas expostas à sombra. As plantas da região central (C) expostas à sombra apresentaram maior espessura foliar (0,99  $\mu\text{m}$ , em média), em relação às plantas do *Campus* da USP (A) e da região residencial (B) (0,86  $\mu\text{m}$ , em média).

No segundo período experimental, diferenças significativas foram observadas entre os tratamentos de luminosidade, independente da região de exposição (Figura 12). As plantas expostas à sombra apresentaram espessura foliar aproximadamente 15% menor do que as plantas expostas ao sol. Diferenças significativas também foram observadas entre as regiões, apenas para as plantas expostas ao sol. As plantas da região residencial (B) e central (C) expostas ao sol apresentaram espessura foliar média de 0,98  $\mu\text{m}$ , sendo 13% menor do que as plantas do *Campus* da USP (A).



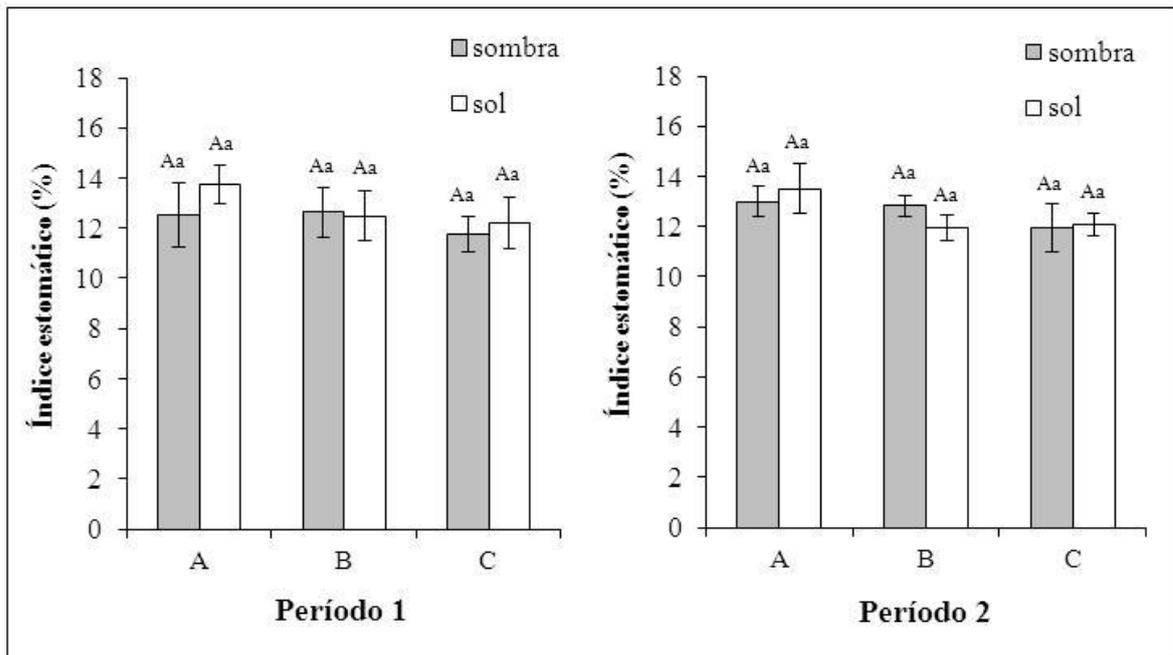
A: *Campus* da USP; B: Região residencial; C: Região central. Período 1: mar a jun/2011; Período 2: jul a out/2011. Letras maiúsculas diferentes representam diferenças significativas entre as regiões e, minúsculas, entre os tratamentos de luminosidade ( $P \leq 0,05$ ;  $n=12$ ). Dados apresentados como média e erro padrão (barras)

Figura 21 - Espessura foliar ( $\mu\text{m}$ ) em plantas de *Tradescantia pallida* expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011

### 6.3.2 Estômatos

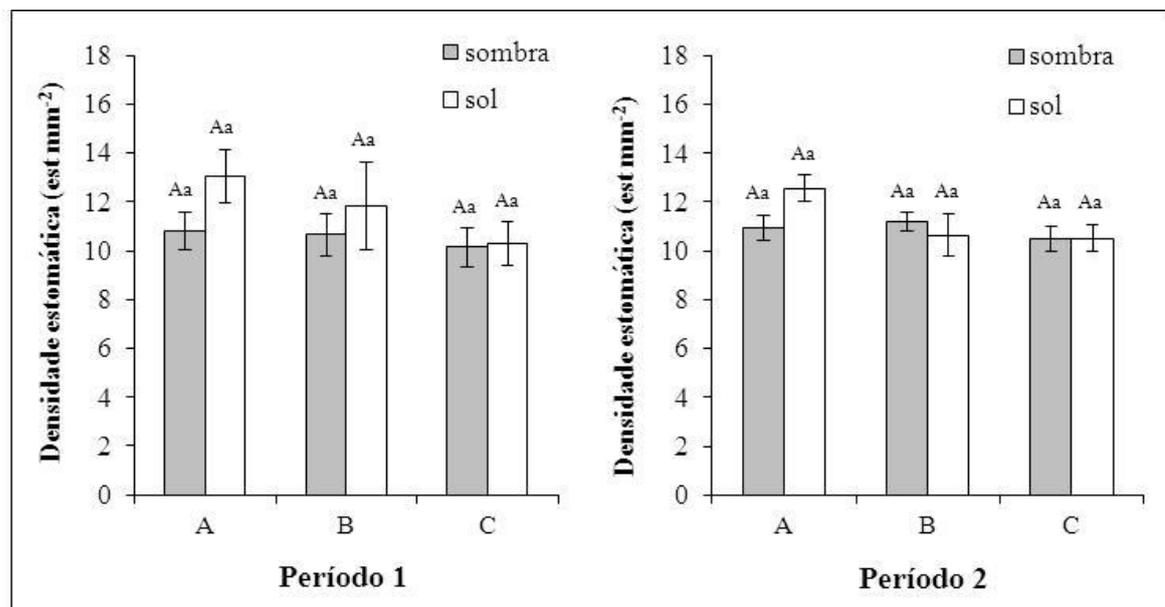
Os resultados da análise foliar de *T. pallida* quanto ao número de estômatos e de células epiteliais foram expressos em índice estomático (%) e densidade estomática (número de estômatos por  $\text{mm}^2$  de folha) (Figura 22 e 23). Não foram observadas diferenças significativas entre o tratamento de luminosidade e entre as regiões de exposição das plantas tanto para o primeiro período de experimento, quanto para o segundo.

Em média, o índice estomático encontrado foi de 12,4% para as plantas expostas à sombra e, 12,7% para as plantas expostas ao sol (Figura 22). A densidade estomática encontrada foi de, aproximadamente, 10,7 estômatos  $\text{mm}^{-2}$  para as plantas expostas à sombra e, 11,5 estômatos  $\text{mm}^{-2}$ , para as plantas expostas ao sol (Figura 23).



A: *Campus* da USP; B: Região residencial; C: Região central. Período 1: mar a jun/2011; Período 2: jul a out/2011. Letras maiúsculas diferentes representam diferenças significativas entre as regiões e, minúsculas, entre os tratamentos de luminosidade ( $P \leq 0,05$ ;  $n=12$ ). Dados apresentados como média e erro padrão (barras)

Figura 22 – Índice estomático (%) em plantas de *Tradescantia pallida* expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011

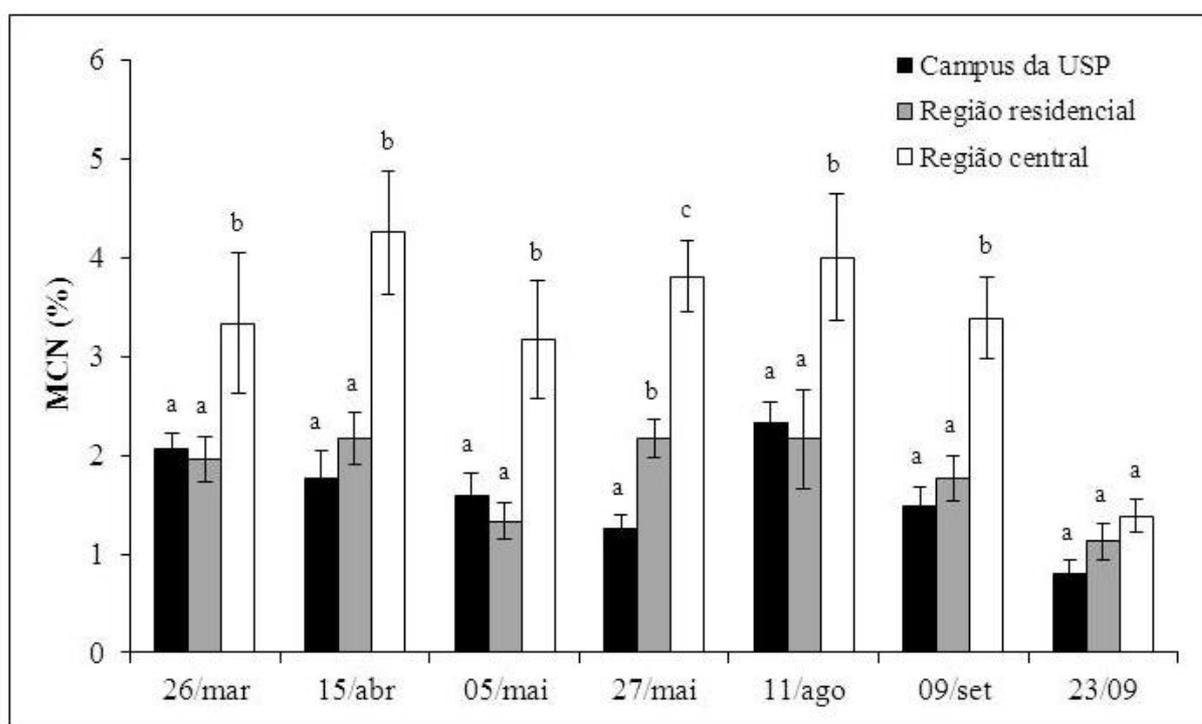


A: *Campus* da USP; B: Região residencial; C: Região central. Período 1: mar a jun/2011; Período 2: jul a out/2011. Letras maiúsculas diferentes representam diferenças significativas entre as regiões e, minúsculas, entre os tratamentos de luminosidade ( $P \leq 0,05$ ;  $n=12$ ). Dados apresentados como média e erro padrão (barras)

Figura 23 – Densidade estomática (estômato  $\text{mm}^{-2}$ ) em plantas de *Tradescantia pallida* expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011

### 6.3.3 Bioensaio Trad-MCN

O bioensaio Trad-MCN consistiu na análise da frequência de micronúcleos em células-mãe de grãos de pólen, em inflorescências jovens de *T. pallida*, coletadas nas três regiões estudadas, esporadicamente, durante os períodos de experimento 1 e 2. Diferenças significativas foram observadas entre as regiões estudadas em seis das sete coletas realizadas. As inflorescências coletadas na região central apresentaram maior frequência de micronúcleos (3,7%, em média) em relação às coletadas no *Campus* da USP e na região residencial (1,8%, em média) (Figura 24). Apenas para a coleta de setembro não foram observadas diferenças significativas entre as regiões.



Letras maiúsculas diferentes representam diferenças significativas entre as regiões e, minúsculas, entre os tratamentos de luminosidade ( $P \leq 0,05$ ;  $n=10$ ). Dados apresentados como média e erro padrão (barras)

Figura 24 - Frequência de micronúcleos-MCN (%) em inflorescências de *Tradescantia pallida* expostas em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011

O resultado da correlação linear de Pearson entre frequência de micronúcleos e a concentração diária de  $O_3$ , para as sete coletas de dados realizadas de março a setembro de 2011, é apresentado na Figura 25. Foi possível verificar uma correlação negativa fraca entre as duas variáveis analisadas ( $r = -0,27$ ), onde apenas 7,5% da variação na frequência de micronúcleos pode ser explicada pela diminuição de  $O_3$ .

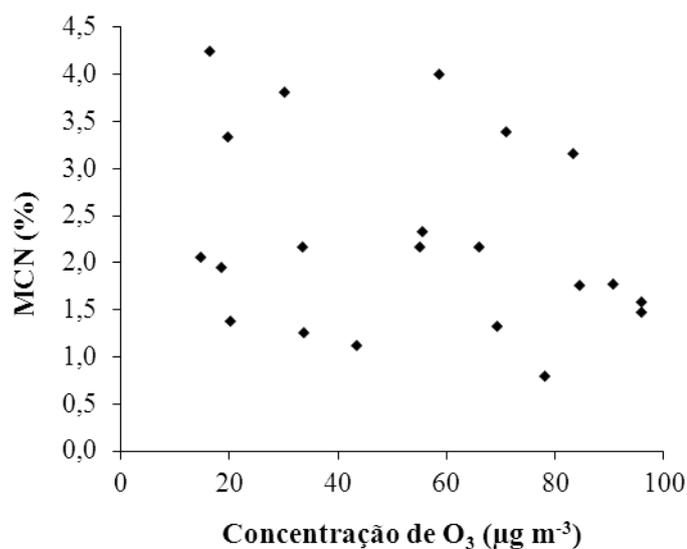


Figura 25 - Correlação entre a frequência de micronúcleos e a concentração de ozônio por amostragem passiva em Ribeirão Preto-SP, 2011

#### 6.4 Parâmetros de crescimento

Os parâmetros de crescimento analisados nas duas espécies estudadas, em diferentes regiões e tratamentos de luminosidade (sol e sombra), no final de cada período de experimento foram: incremento médio na altura da planta, no diâmetro do caule e no número de folhas, área foliar específica (AFE), área foliar total (AFT), razão massa seca da raiz por massa seca da parte aérea (MSR/MSA), massa seca total (MST). Os resultados são apresentados nas Tabelas 5 a 8, como média  $\pm$  erro padrão.

##### 6.4.1 *Tibouchina pulchra*

Plantas de *T. pulchra* apresentaram diferenças significativas, quanto ao incremento na altura, entre os tratamentos de luminosidade apenas para as plantas expostas na região central no final do primeiro período de experimento. Nessa região, as plantas expostas a pleno sol foram cerca de 31% menores em relação às expostas à sombra. Quanto à região de exposição, diferenças significativas foram observadas apenas para as plantas expostas à sombra, sendo as do *Campus* da USP maiores (28 cm, em média), comparadas às da região residencial e central (22 cm, em média) (Tabela 5).

No final do segundo período experimental, diferenças significativas foram observadas entre os tratamentos de luminosidade para plantas do *Campus* da USP e da região central, sendo as plantas expostas a pleno sol cerca de 34% e 43%, respectivamente, menores que as da sombra. Assim como no primeiro período, as plantas de sombra do *Campus* da USP foram maiores (30 cm, em média), comparadas às da região residencial e central (22 cm, em média) (Tabela 6).

Quanto ao incremento no diâmetro do caule, no final do primeiro período de experimento, diferenças significativas foram observadas apenas para as plantas expostas a pleno sol. As plantas expostas no *Campus* da USP e na região residencial apresentaram, em média, incremento no diâmetro do caule de 3,5 mm, praticamente o dobro das plantas expostas na região central (Tabela 5). Já no final do segundo período, as diferenças observadas foram entre as plantas expostas à sombra, sendo as do *Campus* da USP com maior incremento no diâmetro do caule (4,8 mm, em média), em relação às da região residencial e central (3,6 mm, em média) (Tabela 6).

O incremento no número de folhas por planta foi 70% maior entre as plantas expostas a pleno sol na região central, com relação às expostas à sombra, durante o primeiro período de experimento. Diferenças significativas entre a região de exposição foram observadas para as plantas expostas à sombra, sendo as da região central com o menor incremento no número de folhas (34 folhas, em média), em relação às da região residencial e do *Campus* da USP (71 e 54 folhas, em média, respectivamente) (Tabela 5). No final do segundo período de experimento, diferenças significativas foram observadas apenas entre regiões para as plantas expostas à sombra, sendo as da região central e residencial com menor incremento no número de folhas (88 folhas, em média), em relação às do *Campus* da USP (116 folhas, em média) (Tabela 6).

Quanto à área foliar específica (AFE), no final dos dois períodos de experimento, foi possível verificar diferenças significativas entre os tratamentos de luminosidade, independente da região de exposição (Tabelas 5 e 6). As plantas expostas à sombra apresentaram um aumento da AFE de 28%, aproximadamente, em relação às plantas expostas a pleno sol. Apenas no final do primeiro período de experimento foram observadas diferenças significativas entre regiões. Independente do tratamento de luminosidade, as plantas expostas na região central apresentaram maior AFE (166 cm<sup>2</sup>g<sup>-1</sup>, em média), em relação às do *Campus* da USP e da região residencial (132 e 127 cm<sup>2</sup>g<sup>-1</sup>, em média, respectivamente).

A área foliar total (AFT) foi, em média, 0,11 m<sup>2</sup> por planta no final do primeiro período de experimento e, 0,14m<sup>2</sup> por planta no final do segundo período, não apresentando

diferença significativa entre os tratamentos de luminosidade ou entre as regiões de exposição das plantas (Tabelas 5 e 6).

Quanto à razão entre a massa seca da raiz e a massa seca aérea (MSR/MSA), diferenças significativas, no final do primeiro período de experimento, foram observadas entre as regiões para as plantas expostas à sombra (Tabela 5). Os menores valores, ou seja, menores raízes em relação à parte aérea da planta, quanto à massa seca, foram encontrados em plantas expostas na região central (0,3, em média), em relação às plantas do *Campus* da USP e da região residencial (0,6 e 0,4, em média). No final do segundo período de experimento, apenas as plantas expostas no *Campus* da USP apresentaram diferença significativa entre os tratamentos de luminosidade, sendo as plantas expostas à sombra com menores raízes (0,4, em média), em relação às expostas ao sol (0,6, em média) (Tabela 6).

Em média, a massa seca total (MST) das plantas expostas ao sol, no final do primeiro período, foi de 24,2 g e, das plantas expostas à sombra, 20,6 g (Tabela 5). No final do segundo período de experimento, a MST das plantas expostas ao sol e à sombra foram, em média, 38,1 e 33,4 g, respectivamente (Tabela 6). Diferenças significativas foram observadas entre as regiões, sendo as plantas da região central com MST cerca de 33% menor (14,6 e 30,2 g, em média no primeiro e no segundo período de experimento, respectivamente), em relação às plantas do *Campus* da USP e da região residencial.

Tabela 5 - Parâmetros de crescimento em mudas de *Tibouchina pulchra* expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, durante o Período 1 (março a junho de 2011)

Parâmetro	Luminosidade	Campus da USP	Reg. residencial	Reg. central	ANOVA
Altura (cm)	Sol	23,6±2,1 Aa	20,4±2,1 Aa	16,9±2,3 Aa	F <sub>L</sub> =5,0*
	Sombra	28,5±2,2 Aa	20,1±2,9 Ba	24,6±1,5 ABb	F <sub>R</sub> =4,1* F <sub>LxR</sub> =1,7 <sup>ns</sup>
Caule (mm)	Sol	3,4±0,3 Aa	3,5±0,3 Aa	1,7±0,4 Ba	F <sub>L</sub> =4,2*
	Sombra	2,7±0,3 Aa	2,7±0,5 Aa	1,5±0,3 Aa	F <sub>R</sub> =10,6** F <sub>LxR</sub> =0,3 <sup>ns</sup>
Nº de folhas	Sol	59±7 Aa	72±7 Aa	58±11 Aa	F <sub>L</sub> =2,1*
	Sombra	54±5 Aba	71±11 Aa	34±5 Bb	F <sub>R</sub> =4,7 <sup>ns</sup> F <sub>LxR</sub> =1,1 <sup>ns</sup>
AFE (cm <sup>2</sup> g <sup>-1</sup> )	Sol	117,1±7,0 Aa	113,6±2,9 Aa	151,4±4,0 Ba	F <sub>L</sub> =26,4**
	Sombra	146,4±6,0 Ab	140,9±11,7 Ab	181,2±0,1 Bb	F <sub>R</sub> =18,7** F <sub>LxR</sub> =0,02 <sup>ns</sup>
AFT (m <sup>2</sup> )	Sol	0,10±0,01 Aa	0,11±0,01 Aa	0,08±0,02 Aa	F <sub>L</sub> =1,8 <sup>ns</sup>
	Sombra	0,12±0,01 Aa	0,15±0,04 Aa	0,10±0,03 Aa	F <sub>R</sub> =1,2 <sup>ns</sup> F <sub>LxR</sub> =0,1 <sup>ns</sup>
MSR/MAS	Sol	0,5±0,0 Aa	0,5±0,0 Aa	0,4±0,0 Aa	F <sub>L</sub> =0,8 <sup>ns</sup>
	Sombra	0,6±0,1 Aa	0,4±0,0 ABa	0,3±0,0 Ba	F <sub>R</sub> =8,1** F <sub>LxR</sub> =3,6*
MST (g)	Sol	26,5±1,7 Aa	29,8±2,3 Aa	16,3±3,6 Ba	F <sub>L</sub> =3,0 <sup>ns</sup>
	Sombra	25,7±2,2 Aa	23,3±3,5 Aa	12,9±1,8 Ba	F <sub>R</sub> =13,9** F <sub>LxR</sub> =0,7 <sup>ns</sup>

Média ± erro padrão. Letras maiúsculas comparam os resultados quanto ao local de exposição das plantas. Letras minúsculas comparam os resultados quanto ao tratamento de luminosidade. Valores seguidos por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey. Os resultados da ANOVA para luminosidade (L) e região (R), assim como a interação entre esses fatores (LxR) são apresentados para cada parâmetro analisado. \* 0.05 > P > 0.001; \*\* P < 0.001; ns: não significativo. N = 12

Tabela 6 - Parâmetros de crescimento em mudas de *Tibouchina pulchra* expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, durante o Período 2 (julho a outubro de 2011)

Parâmetros	Luminosidade	Campus da USP	Reg. residencial	Reg. central	ANOVA
Altura (cm)	Sol	20,0±1,4 Aa	14,9±1,4 Aa	13,6±2,1 Aa	$F_L=25,1^{**}$
	Sombra	30,2±2,3 Ab	19,5±2,5 Ba	23,7±2,1 ABb	$F_R=8,7^{**}$ $F_{LxR}=1,3^{ns}$
Caule (mm)	Sol	4,9±0,4 Aa	3,7±0,3 Aa	3,7±0,5 Aa	$F_L=0,1^{ns}$
	Sombra	4,8±0,3 Aa	3,8±0,3 Aba	3,4±0,5 Ba	$F_R=6,9^*$ $F_{LxR}=0,1^{ns}$
Nº de folhas	Sol	93±7 Aa	73±6 Aa	64±10 Aa	$F_L=7,9^*$
	Sombra	116±6 Aa	86±8 Ba	89±13 ABa	$F_R=6,3^*$ $F_{LxR}=0,2^{ns}$
AFE (cm <sup>2</sup> g <sup>-1</sup> )	Sol	98,6±1,8 Aa	104,5±2,6 Aa	108,5±2,4 Aa	$F_L=147,0^{**}$
	Sombra	135,0±3,9 Ab	141,1±4,7 Ab	135,3±4,0 Ab	$F_R=1,8^{ns}$ $F_{LxR}=1,3^{ns}$
AFT (m <sup>2</sup> )	Sol	0,15±0,01 Aa	0,11±0,02 Aa	0,13±0,01 Aa	$F_L=1,9^{ns}$
	Sombra	0,18±0,02 Aa	0,14±0,02 Aa	0,15±0,03 Aa	$F_R=2,6^{ns}$ $F_{LxR}=0,004^{ns}$
MSR/MSA	Sol	0,6±0,1 Aa	0,6±0,0 Aa	0,5±0,0 Aa	$F_L=5,4^*$
	Sombra	0,4±0,0 Ab	0,6±0,1 Aa	0,4±0,0 Aa	$F_R=2,5^{ns}$ $F_{LxR}=0,8^{ns}$
MST (g)	Sol	46,4±3,5 Aa	36,7±2,9 ABa	31,2±3,3 Ba	$F_L=2,4^{ns}$
	Sombra	40,9±4,9 Aa	30,3±3,1 Aa	29,1±3,8 Ba	$F_R=7,1^*$ $F_{LxR}=0,2^{ns}$

Média ± erro padrão. Letras maiúsculas comparam os resultados quanto ao local de exposição das plantas. Letras minúsculas comparam os resultados quanto ao tratamento de luminosidade. Valores seguidos por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey. Os resultados da ANOVA para luminosidade (L) e região (R), assim como a interação entre esses fatores (LxR) são apresentados para cada parâmetro analisado. \* 0.05 > P > 0.001; \*\* P < 0.001; ns: não significativo. N = 12

#### 6.4.2 *Tradescantia pallida*

Quanto ao incremento na altura, plantas de *T. pallida* apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos de luminosidade apenas no *Campus* da USP, no final do primeiro período de experimento. Nesse local, as plantas expostas a pleno sol foram cerca de 17% menores em relação às plantas expostas à sombra. Quanto ao local de exposição, diferenças significativas foram observadas apenas para as plantas expostas ao sol, sendo as da região central maiores (42,8 cm, em média), em relação às plantas da região residencial e do *Campus* da USP (33,5 cm, em média) (Tabela 7). No final do segundo período de experimento, diferenças significativas foram observadas entre os tratamentos de luminosidade para plantas da região residencial, sendo as expostas ao sol cerca de 16% menores que as plantas expostas à sombra (Tabela 8).

Quanto ao incremento no diâmetro do caule, diferenças significativas foram observadas entre os tratamentos de luminosidade apenas para as plantas expostas na região central, durante o segundo período de experimento, sendo as plantas de sombra com os menores valores (Tabela 8). Nesse período também foram observadas diferenças significativas entre as regiões, sendo as plantas expostas na região residencial com o menor incremento no diâmetro do caule (2,7 mm, em média), em relação às do *Campus* da USP e da região central (4,0 e 3,8 mm, em média respectivamente).

O incremento no número de folhas, no final do primeiro período de experimento, foi em média, 35% menor em plantas expostas à sombra do que as expostas ao sol. Diferenças significativas entre as regiões foram observadas para as plantas expostas ao sol, sendo as do *Campus* da USP com o menor incremento no número de folhas (89 folhas, em média), em relação às da região residencial e central (116 e 110 folhas, em média, respectivamente) (Tabela 7).

No final do segundo período de experimento, diferenças significativas foram observadas entre os tratamentos de luminosidade apenas para as plantas da região central, sendo as expostas à sombra cerca de 56% menores do que as plantas expostas ao sol (Tabela 8). Quanto à região de exposição, diferenças significativas foram observadas apenas para as plantas expostas à sombra, sendo os menores valores encontrados entre as plantas da região central (59 folhas, em média), em relação às plantas do *Campus* da USP e da região residencial (97 folhas, em média).

Quanto à área foliar específica (AFE), nos dois períodos de experimento, foi possível verificar diferenças significativas entre os tratamentos de luminosidade, independente da

região de exposição. As plantas expostas à sombra apresentaram um aumento da AFE de aproximadamente 35%, em relação às plantas expostas ao sol no primeiro período de experimento e, de 45% no segundo período (Tabelas 7 e 8). Diferenças significativas entre regiões foram observadas apenas no final do primeiro período de experimento (Tabela 7). As plantas expostas na região central apresentaram maior AFE ( $243 \text{ cm}^2\text{g}^{-1}$ , em média), em relação às do *Campus* da USP e da região residencial (168 e  $195 \text{ cm}^2\text{g}^{-1}$ , em média, respectivamente).

Quanto à área foliar total (AFT), diferenças significativas foram observadas entre os tratamentos de luminosidade apenas para a região central, sendo a AFT das plantas expostas à sombra cerca de 41% e 32% menor em relação às expostas ao sol, no primeiro e segundo período de experimento, respectivamente. Diferenças significativas também foram observadas entre as regiões apenas para as plantas expostas ao sol, em ambos os períodos de experimento. As plantas expostas ao sol na região central apresentaram maior AFT (0,17 e  $0,34 \text{ m}^2$ , em média, no primeiro e segundo período de experimento, respectivamente), em relação às do *Campus* da USP e da região residencial (0,12 e  $0,20 \text{ m}^2$ , em média, no primeiro e segundo período de experimento, respectivamente) (Tabelas 7 e 8).

Quanto à razão entre a massa seca da raiz e a massa seca aérea (MSR/MSA), diferenças significativas, no primeiro período de experimento, foram observadas entre as regiões, independente do tratamento de luminosidade (Tabela 7). As plantas da região central apresentaram valores cerca de 64% menores, quando comparadas às plantas do *Campus* da USP e da região residencial, indicando a presença de menores raízes em relação à parte aérea das plantas nesse local, quanto à massa seca.

No final do segundo período de experimento, diferenças significativas foram observadas entre os tratamentos de luminosidade para as plantas expostas na região residencial e central, sendo as plantas expostas à sombra com menores raízes (MSR/MSA de 0,3, em média), em relação às expostas a pleno sol (MSR/MSA de 0,5, em média). Nesse período também foram observadas diferenças significativas entre as regiões para as plantas expostas à sombra. As plantas da região central expostas à sombra apresentaram valores de MSR/MSA 50% menores do que as plantas do *Campus* da USP (Tabela 8).

A massa seca total (MST) das plantas expostas ao sol foi cerca de 41% maior no primeiro período de experimento e, 51% no segundo período, independente da região de exposição (Tabelas 7 e 8). Diferenças significativas também foram observadas entre as regiões no primeiro período de experimento, sendo a MST média das plantas da região central

menor (13,7 g), em relação às plantas do *Campus* da USP e da região residencial (29 e 22 g, respectivamente) (Tabela 7).

Tabela 7 - Parâmetros de crescimento em mudas de *Tradescantia pallida* expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, durante o Período 1 (março a junho de 2011)

Parâmetros	Luminosidade	<i>Campus</i> da USP	Reg. residencial	Reg. Central	ANOVA
Altura (cm)	Sol	31,4±1,1 Aa	35,5±1,8 Aa	42,8±1,2 Ba	F <sub>L</sub> =5,6*
	Sombra	37,8±2,5 Ab	38,5±1,3 Aa	43,5±2,2 Aa	F <sub>R</sub> =12,7** F <sub>LxR</sub> =1,3 <sup>ns</sup>
Caule (mm)	Sol	2,6±0,3 Aa	2,5±0,3 Aa	2,5±0,2 Aa	F <sub>L</sub> =1,1 <sup>ns</sup>
	Sombra	3,2±0,2 Aa	3,2±0,3 Aa	2,0±0,3 Aa	F <sub>R</sub> =2,8 <sup>ns</sup> F <sub>LxR</sub> =2,4 <sup>ns</sup>
Nº de folhas	Sol	89±5 Aa	116±6 Ba	110±8 ABa	F <sub>L</sub> =28,3**
	Sombra	86±5 Aa	82±8 Ab	66±4 Ab	F <sub>R</sub> =2,0 <sup>ns</sup> F <sub>LxR</sub> =5,6*
AFE (cm <sup>2</sup> g <sup>-1</sup> )	Sol	147,6±4,8 Aa	143,3±3,5 Aa	156,4±5,0 Aa	F <sub>L</sub> =51,9**
	Sombra	168,3±5,0 Ab	195,1±10,8 Ab	243,4±14,2 Bb	F <sub>R</sub> =11,9** F <sub>LxR</sub> =6,5*
AFT (m <sup>2</sup> )	Sol	0,10±0,01 Aa	0,13±0,01 ABa	0,17±0,02 Ba	F <sub>L</sub> =6,1*
	Sombra	0,09±0,01 Aa	0,11±0,01 Aa	0,10±0,01 Ab	F <sub>R</sub> =2,4 <sup>ns</sup> F <sub>LxR</sub> =2,4 <sup>ns</sup>
MSR/MSA	Sol	1,2±0,2 Aa	1,1±0,1 Aa	0,4±0,1 Ba	F <sub>L</sub> =1,6 <sup>ns</sup>
	Sombra	1,1±0,1 Aa	0,9±0,2 Aa	0,4±0,0 Ba	F <sub>R</sub> =18,4** F <sub>LxR</sub> =0,2 <sup>ns</sup>
MST (g)	Sol	37,4±3,2 Aa	38,5±3,5 Aa	31,6±4,1 Aa	F <sub>L</sub> =39,8**
	Sombra	29,0±2,1 Ab	22,1±1,9 ABb	13,7±0,9 Bb	F <sub>R</sub> =7,3* F <sub>LxR</sub> =1,7 <sup>ns</sup>

Média ± erro padrão. Letras maiúsculas comparam os resultados quanto ao local de exposição das plantas. Letras minúsculas comparam os resultados quanto ao tratamento de luminosidade. Valores seguidos por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey. Os resultados da ANOVA para luminosidade (L) e região (R), assim como a interação entre esses fatores (LxR) são apresentados para cada parâmetro analisado. \* 0.05 > P > 0.001; \*\* P < 0.001; ns: não significativo. N = 12

Tabela 8 - Parâmetros de crescimento em mudas de *Tradescantia pallida* expostas a pleno sol e a 50% de sombreamento, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, durante o Período 2 (julho a outubro de 2011)

Parâmetros	Luminosidade	Campus da USP	Reg. residencial	Reg. central	ANOVA
Altura (cm)	Sol	36,7±1,7 Aa	37,0±1,2 Aa	40,7±1,2 Aa	F <sub>L</sub> =5,5*
	Sombra	41,3±1,9 Aa	43,9±2,0 Ab	40,6±3,3 Aa	F <sub>R</sub> =0,4 <sup>ns</sup> F <sub>LxR</sub> =1,6 <sup>ns</sup>
Caule (mm)	Sol	4,0±0,3 Aa	2,7±0,3 Ba	3,8±0,4 Aa	F <sub>L</sub> =4,5*
	Sombra	3,6±0,2 Aa	2,5±0,3 Aa	2,8±0,2 Ab	F <sub>R</sub> =6,6* F <sub>LxR</sub> =1,1 <sup>ns</sup>
Nº de folhas	Sol	122±12 Aa	118±10 Aa	134±12 Aa	F <sub>L</sub> =24,8 <sup>**</sup>
	Sombra	98±7 Aa	95±10 Aa	59±10 Bb	F <sub>R</sub> =0,9 <sup>ns</sup> F <sub>LxR</sub> =4,3*
AFE (cm <sup>2</sup> g <sup>-1</sup> )	Sol	153,8±5,2 Aa	159,4±4,7 Aa	188,9±24,4 Aa	F <sub>L</sub> =45,6 <sup>**</sup>
	Sombra	219,9±9,3 Ab	251,8±14,2 Ab	253,8±12,4 Ab	F <sub>R</sub> =3,2 <sup>ns</sup> F <sub>LxR</sub> =0,8 <sup>ns</sup>
AFT (m <sup>2</sup> )	Sol	0,21±0,01 Aa	0,19±0,02 Aa	0,34±0,04 Ba	F <sub>L</sub> =4,5*
	Sombra	0,19±0,02 Aa	0,20±0,01 Aa	0,23±0,03 Ab	F <sub>R</sub> =7,4* F <sub>LxR</sub> =3,2 <sup>ns</sup>
MSR/MSA	Sol	0,5±0,1 Aa	0,5±0,0 Aa	0,5±0,0 Aa	F <sub>L</sub> =34,7 <sup>**</sup>
	Sombra	0,4±0,0 Aa	0,3±0,0 ABb	0,2±0,0 Bb	F <sub>R</sub> =1,7 <sup>ns</sup> F <sub>LxR</sub> =2,5 <sup>ns</sup>
MST (g)	Sol	48,8±4,3 Aa	47,9±5,7 Aa	56,8±4,0 Aa	F <sub>L</sub> =57,1 <sup>**</sup>
	Sombra	28,6±2,1 Ab	26,0±2,9 Ab	24,0±4,3 Ab	F <sub>R</sub> =0,4 <sup>ns</sup> F <sub>LxR</sub> =1,3 <sup>ns</sup>

Média ± erro padrão. Letras maiúsculas comparam os resultados quanto ao local de exposição das plantas. Letras minúsculas comparam os resultados quanto ao tratamento de luminosidade. Valores seguidos por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey. Os resultados da ANOVA para luminosidade (L) e região (R), assim como a interação entre esses fatores (LxR) são apresentados para cada parâmetro analisado. \* 0.05 > P > 0.001; \*\* P < 0.001; ns: não significativo. N = 12

## 6.5 Composição química foliar e do solo

São apresentados, a seguir, os resultados referentes à análise dos elementos químicos arsênio (As), bário (Ba), cálcio (Ca), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), magnésio (Mg), manganês (Mn), fósforo (P), chumbo (Pb), enxofre (S) e zinco (Zn), em amostras foliares de *T. pallida* e *T. pulchra* coletadas no final de cada período de exposição das plantas (Período 1 e Período 2).

Amostras foliares de *T. pallida*, coletadas no final do primeiro período experimental, apresentaram diferenças significativas para os elementos químicos Ba, Fe, Mn, Pb e Zn, independente da região de exposição das plantas. As concentrações de Cd, Cr e Cu, apesar de

não apresentarem diferença significativa, tenderam a ser maiores também em folhas coletadas no final do primeiro período, mas apenas na região central (Tabela 9). As maiores concentrações foliares dos elementos Ca, Mg, P e S foram encontradas em amostras de *T. pallida* coletadas no final do segundo experimento.

Diferenças significativas entre as regiões de exposição das plantas foram observadas para alguns elementos em *T. pallida*, apenas em amostras coletadas no final do primeiro período de experimento. Os elementos Cr, Fe, Pb e Zn apresentaram maiores concentrações foliares em amostras coletadas na região central. Para os elementos Ba, Cd, Cu e S, não foi possível verificar diferença significativa entre as regiões de exposição das plantas; houve apenas uma tendência das concentrações serem maiores em amostras coletadas na região central. As plantas expostas na região residencial apresentaram concentrações similares de Fe, Pb and Zn às plantas expostas na região central (Tabela 9).

Ao comparar os resultados deste estudo com outros dois realizados em São Paulo e Santo André (SAVOIA, 2007; SUMITA et al., 2003), verificou-se menores concentrações dos elementos químicos Ba, Ca, Cr, Fe, Mn e Zn, em amostras foliares de *T. pallida* expostas em Ribeirão Preto (Tabela 11).

Para as amostras foliares de *T. pulchra*, não foi possível verificar distribuição temporal dos elementos analisados, como observada para amostras de *T. pallida*. Para o S, as maiores concentrações foram encontradas em amostras foliares coletadas no final do primeiro período de experimento e, Cr, Cu, Fe e Zn, foram mais abundantes em amostras coletadas no final do segundo período de experimento (Tabela 10).

Quanto aos elementos relacionados com o metabolismo nutrição da planta, P apresentou maiores concentrações foliares em amostras coletadas no final do primeiro período de experimento e, para Ca, os maiores valores foram encontrados em amostras coletadas no final do segundo período de experimento. Os demais elementos analisados, Cd, Mn, Pb, Mg e Ba, não apresentaram diferença significativa quanto ao período de experimento (Tabela 10).

Quanto ao local de exposição das plantas, Cd, Mn, Pb e Zn apresentaram maiores concentrações em amostras coletadas na região residencial, enquanto que para Ba e Cr, as maiores concentrações foram encontradas nas plantas da região central. Quanto aos elementos relacionados ao metabolismo vegetal, amostras foliares de *T. pulchra* expostas na região central apresentaram as menores concentrações de P (Tabela 10).

Tabela 9 - Elementos químicos ( $\mu\text{g g}^{-1}$  de massa seca) em folhas de *Tradescantia pallida* coletadas após dois períodos de 120 dias de exposição, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011

Elemento	Período	Campus da USP	Região residencial	Região central	Anova
Ba	1	9,9 ± 1,0 Aa	10,5 ± 1,1 Aa	12,0 ± 0,8 Aa	$F_R=0,8^{\text{ns}}$
	2	4,5 ± 0,5 Ab	3,1 ± 0,1 Ab	3,5 ± 0,2 Ab	$F_P=150,7^{**}$ $F_{R \times P}=2,4^{\text{ns}}$
Ca	1	2848,6 ± 185,7 Aa	3142,8 ± 219,8 Aa	3094,1 ± 172,1 Aa	$F_R=1,1^{\text{ns}}$
	2	3441,0 ± 219,2 Ab	3731,5 ± 132,4 Ab	3526,7 ± 216,2 Aa	$F_P=11,6^{**}$ $F_{R \times P}=0,1^{\text{ns}}$
Cd	1	0,004 ± 0,001 Aa	0,004 ± 0,001 Aa	0,008 ± 0,001 Aa	$F_R=0,7^{\text{ns}}$
	2	0,005 ± 0,002 Aa	0,006 ± 0,001 Aa	0,005 ± 0,002 Aa	$F_P=0,01^{\text{ns}}$ $F_{R \times P}=0,9^{\text{ns}}$
Cr	1	0,127 ± 0,006 Aba	0,116 ± 0,006 Aa	0,137 ± 0,006 Ba	$F_R=0,5^{\text{ns}}$
	2	0,149 ± 0,003 Ab	0,149 ± 0,007 Ab	0,131 ± 0,005 Aa	$F_P=12,3^{**}$ $F_{R \times P}=6,0^*$
Cu	1	0,9 ± 0,1 Aa	1,2 ± 0,2 Aa	1,4 ± 0,1 Aa	$F_R=2,2^{\text{ns}}$
	2	1,2 ± 0,2 Aa	1,4 ± 0,1 Aa	1,2 ± 0,1 Aa	$F_P=2,0^{\text{ns}}$ $F_{R \times P}=2,8^{\text{ns}}$
Fe	1	39,3 ± 4,0 Aa	57,2 ± 8,2 Ba	58,5 ± 5,3 Ba	$F_R=4,3^*$
	2	17,0 ± 2,0 Ab	25,2 ± 3,3 Ab	16,8 ± 1,5 Ab	$F_P=71,9^{**}$ $F_{R \times P}=2,2^{\text{ns}}$
Mg	1	777,9 ± 50,0 Aa	808,2 ± 35,6 Aa	828,8 ± 43,4 Aa	$F_R=0,4^{\text{ns}}$
	2	710,7 ± 50,9 Aa	640,9 ± 24,0 Ab	586,9 ± 21,8 Ab	$F_P=24,4^{**}$ $F_{R \times P}=2,5^{\text{ns}}$
Mn	1	26,7 ± 2,6 Aa	24,1 ± 2,9 Aa	16,5 ± 3,3 Bb	$F_R=3,3^*$
	2	3,1 ± 0,5 Ab	2,7 ± 0,3 Ab	2,9 ± 0,4 Aa	$F_P=130,1^{**}$ $F_{R \times P}=3,2^*$
P	1	237,8 ± 17,8 Aa	288,5 ± 23,8 Aa	433,4 ± 25,0 Ba	$F_R=12,2^{**}$
	2	337,6 ± 17,1 Ab	408,9 ± 28,7 Ab	372,0 ± 25,1 Aa	$F_P=7,8^*$ $F_{R \times P}=0,1^{**}$
Pb	1	0,07 ± 0,01 Aa	0,16 ± 0,04 Ba	0,13 ± 0,01 ABa	$F_R=4,0^*$
	2	0,04 ± 0,01 Aa	0,07 ± 0,01 Ab	0,05 ± 0,01 Ab	$F_P=18,4^{**}$ $F_{R \times P}=1,3^{\text{ns}}$
S	1	223,1 ± 19,2 Aa	225,1 ± 11,0 Aa	236,1 ± 18,7 Aa	$F_R=1,3^{\text{ns}}$
	2	255,4 ± 11,5 Aa	301,5 ± 20,5 Ab	284,0 ± 14,4 Ab	$F_P=15,3^{**}$ $F_{R \times P}=0,9^{\text{ns}}$
Zn	1	5,9 ± 0,3 Aa	8,4 ± 0,7 Ba	7,0 ± 0,8 ABa	$F_R=5,2^*$
	2	3,4 ± 0,2 Ab	4,0 ± 0,3 Ab	3,8 ± 0,2 Ab	$F_P=70,0^{**}$ $F_{R \times P}=1,9^{\text{ns}}$

Período 1: março a junho; Período 2: julho a outubro de 2011. Dados apresentados como concentração média ± erro padrão. Letras maiúsculas comparam os resultados quanto ao local de exposição das plantas. Letras minúsculas comparam os resultados quanto ao período de coleta. Valores seguidos por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey. Os resultados da Anova para região (R) e período de coleta (P), assim como a interação entre esses fatores (R x P) são apresentados para cada elemento analisado. \*  $0,05 > P > 0,001$ ; \*\*  $P < 0,001$ ; ns: não significativo. N = 10

Tabela 10 - Elementos químicos ( $\mu\text{g g}^{-1}$  de massa seca) em folhas de *Tibouchina pulchra* coletadas após dois períodos de 120 dias de exposição, em três regiões de Ribeirão Preto-SP, 2011

Elemento	Período	Campus da USP	Região residencial	Região central	Anova
Ba	1	5,6 ± 0,6 Aa	5,9 ± 0,6 Aa	10,2 ± 1,1 Ba	$F_R=7,5^*$
	2	7,2 ± 0,7 Aa	9,4 ± 1,0 Ab	8,7 ± 0,6 Aa	$F_P=3,8^{ns}$ $F_{R \times P}=5,1^*$
Ca	1	876,5 ± 65,2 Aa	802,5 ± 56,9 Aa	111,9 ± 89,3 Ba	$F_R=7,4^*$
	2	1055,4 ± 67,7 Aa	1183,2 ± 77,5 ABb	1329,5 ± 86,0 Ba	$F_P=18,1^{**}$ $F_{R \times P}=1,0^{ns}$
Cd	1	0,004 ± 0,001 Aa	0,005 ± 0,001 Aa	0,004 ± 0,002 Aa	$F_R=12,9^{**}$
	2	0,002 ± 0,001 Aa	0,011 ± 0,001 Bb	0,003 ± 0,000 Aa	$F_P=0,8^{ns}$ $F_{R \times P}=8,8^{**}$
Cr	1	0,186 ± 0,019 Aa	0,172 ± 0,007 Aa	0,164 ± 0,015 Aa	$F_R=0,9^{ns}$
	2	0,176 ± 0,005 Aa	0,219 ± 0,012 ABb	0,229 ± 0,012 Bb	$F_P=10,9^*$ $F_{R \times P}=4,8^*$
Cu	1	0,8 ± 0,1 Aa	0,7 ± 0,0 Aa	0,7 ± 0,0 Aa	$F_R=1,5^{ns}$
	2	0,6 ± 0,0 Ab	0,6 ± 0,0 Aa	0,7 ± 0,0 Aa	$F_P=4,6^*$ $F_{R \times P}=3,6^*$
Fe	1	66,4 ± 7,6 Aa	53,1 ± 6,6 Aa	77,4 ± 10,3 Aa	$F_R=0,5^{ns}$
	2	47,4 ± 5,9 Aa	55,2 ± 7,2 Aa	46,0 ± 5,7 Ab	$F_P=7,2^*$ $F_{R \times P}=2,6^{ns}$
Mg	1	324,6 ± 23,6 Aa	273,1 ± 22,3 Aa	337,7 ± 14,1 Aa	$F_R=0,8^{ns}$
	2	274,7 ± 16,8 Aa	306,4 ± 23,0 Aa	291,0 ± 15,7 Aa	$F_P=1,7^{ns}$ $F_{R \times P}=2,9^{ns}$
Mn	1	2,8 ± 0,3 Aa	2,4 ± 0,3 Aa	2,2 ± 0,2 Aa	$F_R=3,5^*$
	2	2,0 ± 0,2 Aa	3,2 ± 0,4 Ba	2,0 ± 0,2 Aa	$F_P=0,2^{ns}$ $F_{R \times P}=3,8^*$
P	1	243,9 ± 22,4 Aa	166,1 ± 12,2 Ba	117,5 ± 7,4 Ca	$F_R=14,4^{**}$
	2	118,6 ± 8,2 Ab	104,2 ± 4,8 Ab	124,2 ± 5,6 Aa	$F_P=39,7^{**}$ $F_{R \times P}=15,9^{**}$
Pb	1	0,10 ± 0,01 Aa	0,13 ± 0,02 Aa	0,11 ± 0,01 Aa	$F_R=16,4^{**}$
	2	0,05 ± 0,01 Ab	0,18 ± 0,02 Bb	0,08 ± 0,01 Aa	$F_P=0,5^{ns}$ $F_{R \times P}=6,4^*$
S	1	322,2 ± 39,6 Aa	251,0 ± 15,2 ABa	242,5 ± 13,9 Ba	$F_R=2,7^{ns}$
	2	234,3 ± 19,8 Ab	208,9 ± 18,8 Aa	230,3 ± 17,3 Aa	$F_P=6,7^*$ $F_{R \times P}=1,4^{ns}$
Zn	1	3,2 ± 0,3 Aa	2,9 ± 0,2 Aa	2,6 ± 0,1 Aa	$F_R=1,5^{ns}$
	2	1,8 ± 0,1 Ab	2,9 ± 0,5 Ba	2,3 ± 0,1 Aba	$F_P=5,9^*$ $F_{R \times P}=3,4^*$

Período 1: março a junho; Período 2: julho a outubro de 2011. Dados apresentados como concentração média ± erro padrão. Letras maiúsculas comparam os resultados quanto ao local de exposição das plantas. Letras minúsculas comparam os resultados quanto ao período de coleta. Valores seguidos por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey. Os resultados da Anova para região (R) e período de coleta (P), assim como a interação entre esses fatores (R x P) são apresentados para cada elemento analisado. \*  $0.05 > P > 0.001$ ; \*\*  $P < 0.001$ ; ns: não significativo. N = 10

Tabela 11 - Concentração mínima e máxima de elementos químicos ( $\mu\text{g g}^{-1}$  de massa seca) em amostras foliares de *Tradescantia pallida*

Elemento	Ribeirão Preto <sup>1</sup>	São Paulo <sup>2</sup>	Santo André <sup>3</sup>
Ba	3 – 13	24 – 60	23 – 210
Ca	2.700 – 3.900	2.300 – 3.000	1.700 – 5.900
Cr	0,11 – 0,16	0,01 – 0,96	0,05 – 1,29
Fe	15 – 64	64 – 215	78 – 634
Mn	2 – 29	99 – 133	---
Zn	3 – 9	174 – 125	76 – 386

1. Deste estudo; 2. Sumita et al., 2003; 3. Savóia 2007

A partir dos resultados da análise química do solo coletado no final de cada período de experimento, diferenças significativas foram observadas em 38% dos elementos analisados (Tabela 12). As concentrações de Cd, Fe, Mn, P e Pb foram, em média, 96,4% menores em amostras de solo coletadas no final do segundo período de experimento. Os demais elementos analisados, Ba, Ca, Cr, Cu, Mg, S e Zn não apresentaram diferenças significativas entre os períodos de coleta do solo.

Os resultados para As e Hg foram abaixo do limite de detecção em amostras foliares e de solo ( $0,002 \mu\text{g g}^{-1}$ ).

Tabela 12 - Elementos químicos ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) em amostras de solos coletadas no final de cada período de exposição das plantas, sendo o Período 1 de março a junho de 2011 e, o Período 2, de julho a outubro de 2011

Elemento	Período 1	Período 2	Teste t/ Mann-Whitney (U)
Ba	$3,9 \pm 1,2$	$2,8 \pm 0,1$	$U = 8,00^{\text{ns}}$
Ca	$179,0 \pm 19,2$	$223,4 \pm 20,3$	$t = -1,59^{\text{ns}}$
Cd	$0,019 \pm 0,0$	$0,015 \pm 0,0$	$t = 3,47^*$
Cr	$2,4 \pm 0,2$	$1,9 \pm 0,2$	$t = 1,92^{\text{ns}}$
Cu	$5,6 \pm 0,2$	$4,9 \pm 0,2$	$t = 2,18^{\text{ns}}$
Fe	$11763,5 \pm 162,7$	$8860,9 \pm 332,7$	$t = 7,84^{**}$
Mn	$48,0 \pm 1,3$	$33,9 \pm 1,8$	$t = 6,21^{**}$
Mg	$36,4 \pm 2,6$	$35,3 \pm 1,2$	$t = 0,35^{\text{ns}}$
P	$106,4 \pm 6,1$	$80,5 \pm 2,0$	$t = 4,05^*$
Pb	$1,3 \pm 0,1$	$0,7 \pm 0,0$	$t = 9,05^{**}$
S	$22,5 \pm 2,7$	$24,0 \pm 1,0$	$t = -0,51^{\text{ns}}$
Zn	$4,0 \pm 0,2$	$4,1 \pm 0,4$	$t = -0,17^{\text{ns}}$

Dados apresentados como concentração média  $\pm$  erro padrão. Período 1: março a junho; Período 2: julho a outubro de 2011. \*  $0,05 > P > 0,001$ ; \*\*  $P < 0,001$ ; ns: não significativo. N=5

## 6.6 Morbidade por doenças respiratórias

No Estado de São Paulo, segundo o Datasus (DEPARTAMENTO DE INFORMÁTICA DO SISTEMA ÚNICO DE SAÚDE, 2012), internações por doenças do aparelho respiratório ocupou a 2ª e a 3ª causa de internações no período de janeiro de 2009 a dezembro de 2011, seguindo a tendência nacional. Em Ribeirão Preto, essas doenças variaram entre a 5ª e a 16ª causa de internações, representando em média 3% do total de internações hospitalares realizadas pela rede pública de saúde nesse período.

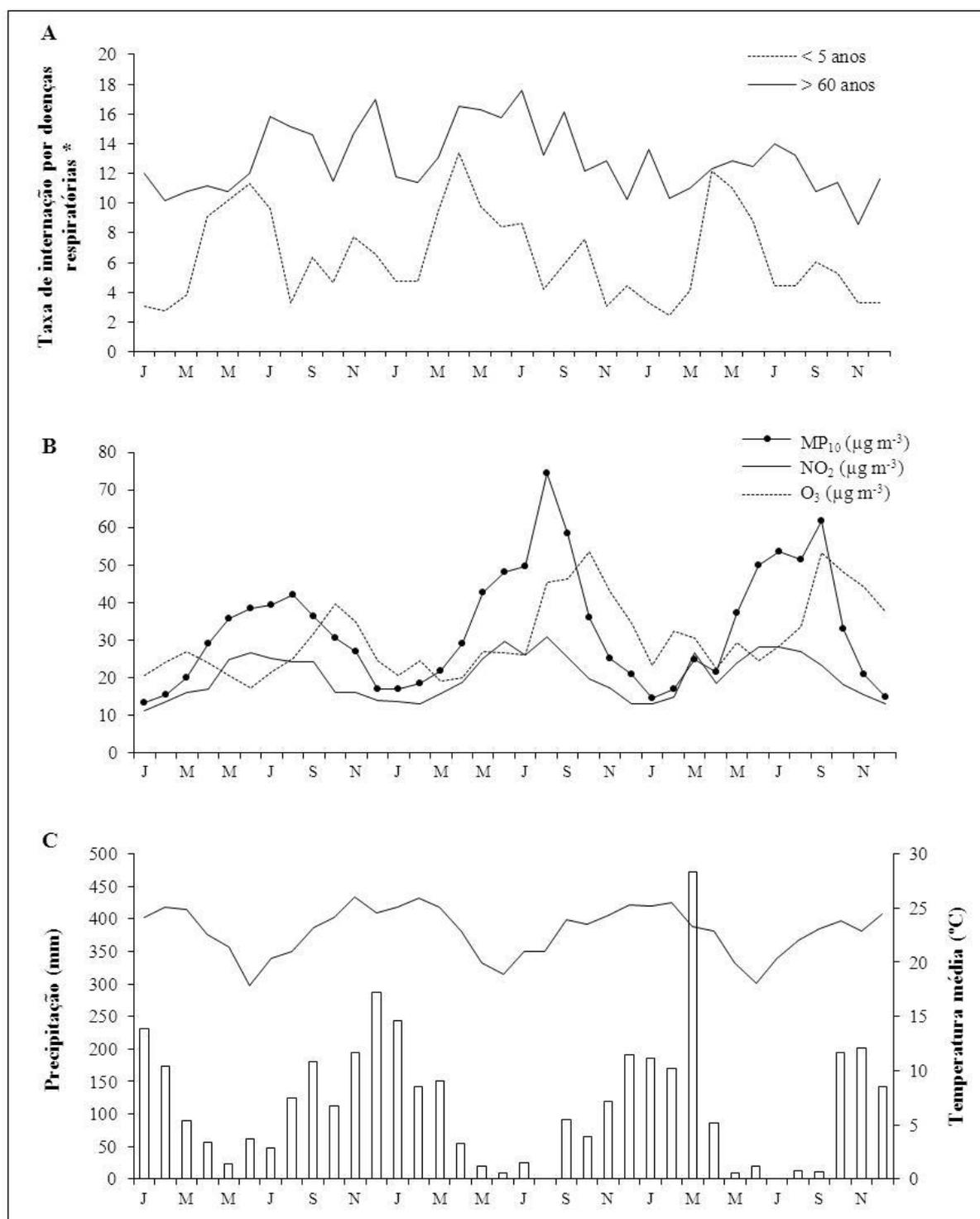
Em Ribeirão Preto, foram realizadas, em média, 3.100 hospitalizações por doenças respiratórias a cada ano do período analisado, sendo 28% de crianças menores de 5 anos de idade e 37% de idosos com 60 anos ou mais. Entre as crianças, as doenças mais comuns nesse período foram pneumonia, representando 40% das internações por doenças respiratórias e, bronquite e bronquiolite aguda, representando 36% das internações por essas doenças. Morbidade por pneumonia também foi frequente entre os idosos, representando 60% das internações por doenças respiratórias.

As concentrações mensais de poluentes atmosféricos no período estudado foram de, aproximadamente,  $32,9 \mu\text{g m}^{-3}$  para  $\text{MP}_{10}$ ,  $20,2 \mu\text{g m}^{-3}$  para  $\text{NO}_2$  e  $30,7 \mu\text{g m}^{-3}$  para  $\text{O}_3$ , não ultrapassando os limites estabelecidos pelo Conama (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 1990). O município apresentou, durante os três últimos anos, temperatura média de  $30,7^\circ\text{C}$  e precipitação média de 116,7 mm por mês, variando de 0 a 472,9 mm de chuva entre as estações seca (inverno) e chuvosa (verão) (Tabela 13).

Tabela 13 - Análise descritiva das variáveis de saúde, de poluentes atmosféricos e dados meteorológicos. Ribeirão Preto- SP, 2009-2011

Variável	2009		2010		2011	
	Média mensal $\pm$ dp	Mín-máx	Média mensal $\pm$ dp	Mín-máx	Média mensal $\pm$ dp	Mín-máx
Internações *						
< 5 anos	$59 \pm 20$	28-92	$61 \pm 24$	30-103	$57 \pm 29$	25-124
> 60 anos	$92 \pm 16$	72-120	$106 \pm 18$	78-134	$91 \pm 12$	66-108
$\text{MP}_{10}$ ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	$28,7 \pm 10,1$	13,2-42,1	$36,8 \pm 18,1$	16,8-74,5	$33,3 \pm 16,9$	14,6-61,6
$\text{NO}_2$ ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	$19,1 \pm 5,5$	11,2-26,8	$20,7 \pm 6,5$	12,9-30,8	$20,8 \pm 6,0$	13,0-28,2
$\text{O}_3$ ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	$25,9 \pm 6,5$	17,2-39,6	$32,2 \pm 11,9$	19,0-53,4	$34,0 \pm 9,9$	22,3-53,2
Precip. (mm)	$131,8 \pm 81,8$	22,8-286,2	$92,7 \pm 77,8$	0-242,9	$125,5 \pm 136,5$	0-472,3
Temp. ( $^\circ\text{C}$ )	$22,9 \pm 2,4$	17,8-26,0	$23,1 \pm 2,3$	18,9-25,9	$22,6 \pm 2,2$	18,1-25,5

\* Número de internações por doenças respiratórias segundo o cap. X, da CID-10. Dp = desvio padrão. N = 12



\* (Número de internações por doenças respiratórias/ número de habitantes) x 10.000

Figura 26 - Variáveis de saúde (A), de poluentes atmosféricos (B) e meteorológicas (C) em Ribeirão Preto-SP, de 2009 a 2011

Foi possível verificar sazonalidade nas taxas mensais de internações por doenças respiratórias, expressas em número de internações a cada 10.000 habitantes, durante o período

estudado, principalmente em relação à faixa etária de 0 a 5 anos. As internações infantis foram mais frequentes nos meses de abril a julho coincidindo com o início a diminuição da precipitação e da temperatura. Quanto às internações por doenças respiratórias em idosos acima de 60 anos, a sazonalidade foi menos evidente, apresentando vários picos ao longo do período estudado (Figura 26).

As internações por doenças respiratórias em crianças menores de cinco anos, apresentaram correlação negativa moderada com dados mensais de temperatura média, precipitação e concentração média de  $O_3$  ( $r = -0,58$ ,  $-0,49$  e  $-0,44$ , respectivamente) e, positiva moderada, com dados mensais sobre a concentração de  $MP_{10}$  e  $NO_2$  ( $r = 0,45$  e  $0,48$ , respectivamente). As internações em idosos acima de 60 anos apresentaram correlação negativa moderada com temperatura e precipitação ( $r = -0,37$ ) e fraca com concentração de  $O_3$  ( $r = -0,20$ ). Correlação positiva moderada foi observada entre as internações nessa faixa etária e concentrações de  $MP_{10}$  e  $NO_2$  ( $r = 0,31$  e  $0,41$ , respectivamente) (Tabela 14).

Os poluentes primários  $MP_{10}$  e  $NO_2$  apresentaram forte correlação positiva entre si ( $r = 0,93$ ) e, negativa, com as variáveis meteorológicas, temperatura e precipitação ( $r = -0,81$ , aproximadamente). Os dados sobre concentração média mensal de  $O_3$ , poluente secundário, apresentaram correlação fraca com todas as variáveis analisadas (poluentes primários, de saúde e meteorológicas) (Tabela 14).

Tabela 14 - Matriz de correlação de Pearson entre internações por doenças respiratórias a cada 10.000 habitantes, de acordo com a faixa etária, e variáveis ambientais em Ribeirão Preto-SP, 2009 a 2011

Variáveis	Temperatura	Precipitação	$MP_{10}$	$NO_2$	$O_3$	< 5 anos	> 60 anos
Temperatura	1	0,86	-0,74	-0,88	0,28	-0,58	-0,37
Precipitação		1	-0,80	-0,82	0,08	-0,49	-0,37
$MP_{10}$			1	0,93	0,26	0,45	0,31
$NO_2$				1	-0,01	0,48	0,41
$O_3$					1	-0,44	-0,20
< 5 anos						1	0,41
> 60 anos							1

A análise de componentes principais explicou 83,35% da variância dos dados de internações, de poluentes e meteorológicos (Figura 27). A primeira componente (F1), que responde a 63,64% de toda a variância encontrada, é dominada pelos dados meteorológicos (pesos 0,94 e 0,93) e pelas internações em crianças (-0,80) associadas aos poluentes  $MP_{10}$

(-0,86) e  $\text{NO}_2$  (-0,94). A segunda componente (F2) explica os 19,72% restantes da variância total, pela distribuição das concentrações de  $\text{O}_3$ , permitindo visualizar graficamente a ausência de associação desse poluente com as demais variáveis analisadas.

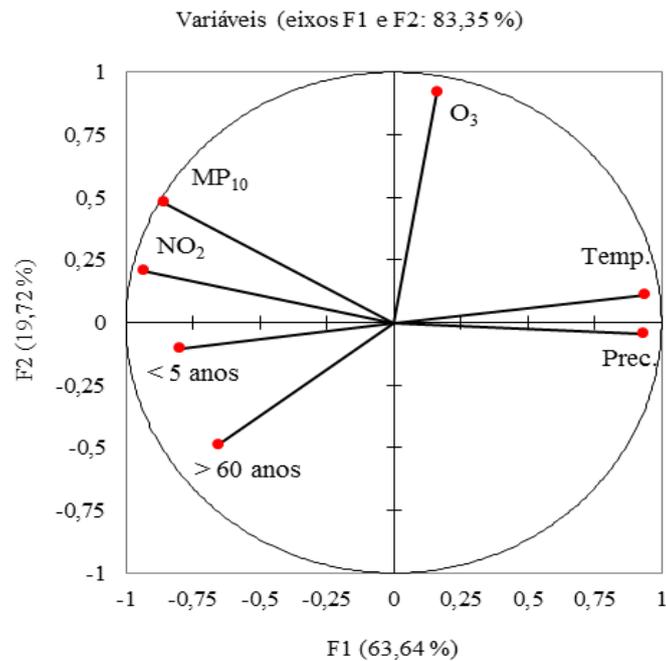


Figura 27 - Análise de componentes principais entre variáveis ambientais e de saúde em Ribeirão Preto-SP, de 2009 a 2011

# DISCUSSÃO

---

## 7 DISCUSSÃO

Neste estudo de biomonitoramento da qualidade do ar foram utilizadas duas espécies vegetais comumente recomendadas para este fim, *Tibouchina pulchra* e *Tradescantia pallida* (AQUINO et al., 2012; DOMINGOS; KLUMPP; KLUMPP, 1998; MA, 1981; MORAES et al., 2002; RODRIGUES et al., 1997). Os experimentos foram conduzidos em três diferentes regiões do município de Ribeirão Preto-SP, em duas épocas do ano, durante as quais foram avaliados nas plantas parâmetros fisiológicos, anatômicos, de crescimento e a composição química foliar. A exposição das plantas foi feita sob condições padronizadas de luminosidade, água, substrato e nutrientes, a fim de minimizar a interferência de fatores externos, permitindo inferir os efeitos da qualidade do ar sobre as plantas a partir dos resultados obtidos.

Os resultados deste experimento mostram que as concentrações de gases poluentes no ambiente urbano é altamente variável dependendo da localização das fontes poluidoras, da direção do vento, frequência de chuva e radiação solar, sendo os efeitos sobre as plantas também diversos. Observou-se claramente que nos meses de março a junho, que correspondiam ao Período 1 e, nos meses de julho a outubro, que correspondiam ao Período 2, a concentração de gases poluentes NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> bem como de material particulado na cidade de Ribeirão Preto variaram em função dos níveis de precipitação e temperatura atmosférica (Figura 10, p.76).

Como as respostas das plantas aos poluentes também podem ser afetadas pelas condições ambientais quanto à luminosidade, umidade, temperatura e suprimento de água e minerais, os experimentos de biomonitoramento da poluição atmosférica devem ser conduzidos com a exposição das plantas a condições mais próximas possíveis do natural (ZEIGER, 2006). Por isso, neste experimento, além da exposição das plantas a 50% de sombreamento, segundo as diretrizes para biomonitoramento (ARNDT; SCHWEIZER, 1991), também foi realizada a exposição das plantas a pleno sol a fim de verificar a sua resposta nas condições de ambiente mais próxima do natural. Os resultados da exposição à sombra foram comparados com as respostas das plantas expostas a pleno sol. Para alguns parâmetros avaliados, a exposição a pleno sol intensificou o estresse das plantas; porém, essas respostas se aproximam mais dos efeitos da exposição aos poluentes atmosféricos, em condições naturais.

Estudos de biomonitoramento da qualidade do ar fundamentam-se no princípio de que os sistemas biológicos possuem um estado de estabilidade elevada e um equilíbrio dinâmico,

estando adaptados a um complexo de fatores ambientais ao longo da sua evolução. A alteração desses fatores provoca reações nos organismos em busca de nova adaptação (LIMA, 2001).

As plantas, para um crescimento e desenvolvimento normal requerem fatores ambientais como radiação, temperatura, CO<sub>2</sub>, umidade do solo e do ambiente em níveis ótimos. No entanto, em condições naturais as plantas dificilmente encontram essas condições ótimas favoráveis e estão constantemente expostas a fatores bióticos e abióticos em níveis infra ou supraótimos que afetam seu crescimento e produtividade (MARTINEZ et al, 2010). Assim, o conceito de estresse está intimamente relacionado aos fatores ambientais infra ou supraótimos e à capacidade da planta para enfrentar essas condições ambientais desfavoráveis (tolerância ao estresse) (TAIZ; ZEIGER, 2010). O reconhecimento da reação de indicadores, por meio da análise de processos bioquímicos e fisiológicos sensíveis, pode apontar o início do estresse em concentrações ainda baixas de estressores (LIMA, 2001).

Os fatores de estresse para as plantas podem estar ligados ao déficit hídrico, à salinidade, ao resfriamento, ao calor, à deficiência nutricional de oxigênio para as raízes e à poluição do ar. Geralmente esses fatores ocorrem inter-relacionados, sendo acompanhados por um conjunto de respostas celulares, bioquímicas e moleculares por parte das plantas (CRISPIM et al., 2012; KLUMPP et al., 2000).

Os efeitos dos poluentes sobre o crescimento das plantas pode ser de forma direta ou indireta. Por exemplo, quando as partículas em suspensão no ar atingem as folhas bloqueiam os estômatos, diminuindo a condutância de CO<sub>2</sub>, o que interfere na taxa de fotossíntese e, assim no crescimento das plantas (ZEIGER, 2006). Gases poluentes como SO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub> entram nas folhas pelos estômatos e, ao se dissolverem nas células formam íons tóxicos levando ao fechamento dos estômatos como mecanismo de proteção das plantas, o que também compromete o processo fotossintético. NO<sub>x</sub> e SO<sub>2</sub> diluídos na água diminuem o pH da chuva (chuva ácida) que também é prejudicial às plantas, podendo remover os nutrientes minerais do solo e alterar a integridade da cutícula da superfície foliar. Em baixas concentrações na atmosfera, esses gases são metabolizados pelos cloroplastos, servindo como fonte adicional de nitrogênio e enxofre para as plantas (SZABO et al., 2003).

O ozônio é considerado um dos poluentes mais prejudiciais às plantas quando ocorre em altas concentrações, por reagir rapidamente nas folhas ligando-se à membrana plasmática e alterando o processo metabólico. O ozônio reage com O<sub>2</sub> produzindo espécies reativas de oxigênio, como peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>), ânion superóxido (O<sub>2</sub><sup>-</sup>), oxigênio singlete (<sup>1</sup>O<sub>2</sub><sup>\*</sup>) e radical hidroxila (•OH), que desnaturam proteínas e danificam ácidos nucleicos,

dando origem a mutações (LIMA; SOUZA; DOMINGOS, 2009). Essas moléculas tóxicas também são formadas em menores quantidades durante funções metabólicas normais, quando ocorre redução parcial da molécula de O<sub>2</sub> (SOARES; MACHADO, 2007).

Sabe-se que as plantas possuem mecanismos de defesa enzimáticos e não-enzimáticos contra as espécies reativas de oxigênio. Algumas enzimas catalizam a redução do superóxido para peróxido de hidrogênio (superóxido dismutases –SODs), que é convertido para água pela ação de catalases e peroxidases (ZEIGER, 2006). Outras enzimas antioxidantes, como ascorbato peroxidase (APX), glutatona redutase (GSR), peroxirredoxina (Prx), catalase (CAT), polifenol oxidase (PPO) e metabólitos, como a glutatona, ácido ascórbico,  $\alpha$ -tocoferol e carotenoides, também participam dos mecanismos de defesa das plantas (SOARES; MACHADO, 2007).

Nesta pesquisa, as discussões dos resultados obtidos com o biomonitoramento baseiam-se nessas características dos efeitos da poluição do ar sobre o metabolismo vegetal e das respostas ao estresse oxidativo, referente às plantas de *T. pulchra* e *T. pallida*. São discutidos, primeiramente, os parâmetros ambientais registrados durante os dois períodos experimentais e nas três regiões de exposição, seguidos pelas avaliações das plantas, acompanhando a ordem de apresentação da metodologia e dos resultados. Por último é apresentada a discussão das análises da morbidade por doenças respiratórias em crianças menores de cinco anos e em idosos maiores de 60 anos.

## 7.1 Parâmetros ambientais

Nos dois períodos experimentais foram encontradas diferenças quanto aos parâmetros ambientais analisados (temperatura, precipitação e concentração de MP<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub> e O<sub>3</sub>). O Período 1, realizado de março a junho de 2011, abrangeu o final da estação chuvosa e início da estação seca. Já o Período 2, realizado de julho a outubro de 2011, abrangeu três meses de estação seca e o início da estação chuvosa, em outubro. De modo geral, os dados coletados no final do Período 1 correspondem a plantas expostas a menores valores de temperatura e precipitação, maiores concentrações de MP<sub>10</sub> e NO<sub>2</sub> (poluentes primários) e menores concentrações de O<sub>3</sub> (poluente secundário), em relação aos dados coletados no final do Período 2.

As condições meteorológicas com relação à temperatura, umidade relativa do ar e velocidade do vento, interferem diretamente na qualidade do ar, dificultando a dispersão de poluentes nos meses mais frios e secos. Portanto, é comum na região estudada, concentrações mais altas de poluentes primários ocorrerem entre os meses de maio e setembro, devido ao maior número de inversões térmicas, ventos fracos e baixos índices pluviométricos (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2012a).

Pelos resultados da amostragem passiva de O<sub>3</sub> no período de março a setembro, foi possível verificar maiores concentrações desse gás no mês de setembro. Geralmente, poluentes secundários, como o O<sub>3</sub>, apresentam maiores concentrações registradas de setembro a março, durante meses quentes e com alta incidência de radiação solar, na transição entre os períodos seco e chuvoso. Porém, a formação do ozônio na baixa atmosfera é menor nos meses mais quentes (janeiro e fevereiro), provavelmente, em função do aumento da nebulosidade que reduz a quantidade de radiação solar incidente no período da tarde (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2012a).

Apesar da proximidade entre as regiões estudadas, cerca de 5km de distância entre cada uma, maiores concentrações de O<sub>3</sub>, por amostragem passiva, foram encontradas no *Campus* da USP, para algumas coletas de dados. Esses resultados podem ser explicados pelo fato de se tratar de um poluente secundário, cuja formação ocorre ao mesmo tempo em que os poluentes primários são dispersos na atmosfera para longe da fonte poluidora. Resultados semelhantes foram encontrados por Dallarosa (2005), em um complexo termétrico no Rio Grande do Sul, onde a distância entre as fontes emissoras de poluentes primários e os locais com altas concentrações de ozônio corresponderam ao tempo necessário de reação e mistura entre os precursores, relacionado com a intensidade dos ventos.

O *Campus* da USP está localizado em uma região periférica de Ribeirão Preto, aparentemente com menor volume de tráfego veicular contínuo, em relação às outras duas regiões estudadas (central e residencial). No entanto, é necessário considerar que nos horários pico (8h-9h; 12h-14h e 18h-19h) ocorre um elevado fluxo veicular dentro do campus (em torno de 15.000 veículos diariamente, segundo informações da vigilância do *Campus* da USP). Portanto, as emissões veiculares, nesses horários de pico também podem ter um papel importante para a poluição do ar no *Campus* da USP, quanto ao O<sub>3</sub>, considerada inicialmente como ponto de referência para esta investigação.

Além da distância do centro da cidade, outro fator que pode ter contribuído para maiores concentrações desse poluente no *Campus* da USP são as emissões biogênicas. Essa região é a mais arborizada das três regiões estudadas. Sabe-se que parte dos compostos

orgânicos voláteis (COVs) emitidos pelas plantas também são importantes precursores de O<sub>3</sub> (FUENTES et al., 2000). Os COVs biogênicos contribuem para a formação de ozônio, principalmente em áreas com concentrações atmosféricas suficientes de óxidos de nitrogênio (NOx). Portanto, as emissões veiculares, apesar de menor que nas demais regiões estudadas devido ao menor fluxo de veículos, também podem ter um papel importante para a poluição do ar no *Campus* da USP, quanto ao O<sub>3</sub>, considerada inicialmente como ponto de referência para esta investigação.

A amostragem passiva utilizada neste estudo foi descrita recentemente em pesquisa realizada por Garcia et al. (2010). Em nosso estudo, ao se comparar os dados obtidos por amostragem passiva na região residencial, onde está localizada a estação de monitoramento da qualidade do ar da Cetesb, com os dados por ela obtidos, por meio de quimioluminescência, é possível verificar similaridade, revelando a eficácia desse método, além da simplicidade das análises. Algumas exceções foram as coletas de dados realizadas em dias nublados (02/05 e 20/09) e no dia 12 de abril, que apresentaram valores altos de desvio-padrão da média (Figura 11, p. 77).

## 7.2 Parâmetros fisiológicos

### 7.2.1 Fluorescência da clorofila *a*

A capacidade fotossintética é um dos primeiros processos alterados em condições ambientais desfavoráveis, ocorrendo sua redução ainda que não sejam visíveis sintomas nas folhas (LARCHER, 2006).

A forte radiação solar por volta do meio-dia nas regiões estudadas, representada pelo fluxo de fótons fotossinteticamente ativos (FFFA) de aproximadamente  $1.400 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , provocou a redução da eficiência do fotossistema II (PSII), verificada pela redução dos valores da razão Fv/Fm e o aumento da fotoinibição.

A razão Fv/Fm, que é a relação entre a fluorescência variável e a fluorescência máxima, em condições normais, varia entre 0,75 e 0,85. Valores menores indicam comprometimento da eficiência quântica máxima do PSII, sendo utilizado em vários estudos como indicador de estresse (MAXWELL; JOHNSON, 2000).

Tanto as plantas de *T. pulchra* quanto de *T. pallida* apresentaram valores de Fv/Fm variando entre 0,67 e 0,80, durante os dois períodos de experimento. Quanto ao tratamento de luminosidade, as diferenças significativas encontradas mostraram que as plantas de *T. pulchra* e *T. pallida* expostas ao sol apresentaram menor razão Fv/Fm, como esperado, devido à maior quantidade de luz incidente sobre as folhas.

Os resultados da eficiência fotossintética máxima do PSII, quanto à região de exposição das plantas, foram diferentes para as duas espécies. Em *T. pulchra*, menor eficiência do PSII foi observada para as plantas da região central, avaliadas no final do segundo período de experimento. Resultados semelhantes foram encontrados por Moraes et al. (2004), ao fumegar plantas jovens de *T. pulchra* com O<sub>3</sub>, simulando condições diárias encontradas em São Paulo.

Por outro lado, plantas de *T. pallida*, expostas na região central apresentaram maior eficiência do PSII, na avaliação realizada após cerca de 30 dias de exposição das plantas, durante o segundo período de experimento.

Sabe-se que, durante o início do processo de armazenamento de energia da fotossíntese, a captação de luz e o transporte de elétrons são realizados pelo PSI e PSII, unidades funcionais formadas por clorofilas a e b, carotenóides e proteínas associadas, que operam em série. Apenas aproximadamente 5% da radiação solar que incide sobre as folhas é utilizada para os processos fotoquímicos, convertendo-se em carboidratos no final da fotossíntese. Grande parte da energia absorvida pelas clorofilas do complexo antena dos fotossistemas é perdida em forma de calor e uma quantidade menor é perdida como fluorescência (TAIZ; ZEIGER, 2010).

Segundo Araújo e Deminicis (2009), o excesso de energia luminosa pode levar à formação de espécies reativas de oxigênio, tóxicas à planta, principalmente sob condições ambientais desfavoráveis. Como proteção do sistema fotossintético, pigmentos como os carotenóides presentes no complexo antena dos fotossistemas, também dissipam o excesso de energia em forma de calor. Ainda segundo esses autores, outro efeito importante na estabilidade do sistema fotossintético é a fotoinibição, um conjunto complexo de processos moleculares que ocorrem quando a fotossíntese é inibida pelo excesso de luz.

A fotoinibição pode ser dinâmica ou crônica. Se a planta estiver sob um estresse adicional, a fotoinibição dinâmica, que sempre ocorre na presença de forte radiação, por volta do meio-dia, pode ser intensificada comprometendo a recuperação dos processos fotossintéticos no final do dia. Nesse caso há um aumento na dissipação de calor e na emissão de fluorescência como mecanismos de defesa da planta (LARCHER, 2006). Praticamente

toda a fluorescência é emitida pelas moléculas de clorofila *a* do PSII. Por isso, considerando que os três processos de dissipação de energia, fotoquímico, não-fotoquímico (calor) e fluorescência, são complementares, alterações na frequência de fluorescência emitida estão relacionadas à eficiência do PSII e, conseqüentemente, ao comprometimento fotossintético da planta (TAIZ; ZEIGER, 2010).

Plantas de *T. pulchra* e *T. pallida*, expostas ao sol, apresentaram maiores porcentagens de fotoinibição quando comparadas com as plantas crescidas na sombra. Também para as duas espécies, a fotoinibição foi maior em plantas expostas na região residencial após 30 dias de exposição, durante o primeiro período de experimento, e na região central, no final do segundo experimento. Provavelmente o estresse oxidativo causado pela presença de maior poluição atmosférica nessas regiões pode ter contribuído para o aumento da inativação do PSII em torno do meio-dia, sem contudo, comprometer a recuperação natural dos processos fotoquímicos no final do dia, quando a radiação solar diminui.

### 7.2.2 Teor de clorofila total

Colorímetros portáteis tem sido amplamente utilizados para estimar o conteúdo de clorofila de forma não destrutiva, em estudos sobre os efeitos de estresse biótico e abiótico em plantas (AMARANTE et al., 2008). O colorímetro CCM 200, usado nesta pesquisa, utiliza a absorvância em duas faixas de comprimentos de onda (de 400 a 500 nm e em torno de 680 nm) para estimar o conteúdo de clorofila no tecido foliar (OPTI-SCIENCES, 2003). Os resultados do teor de clorofila total foram estimados a partir da correlação dos dados obtidos pelo CCM 200 com os resultados da extração de clorofila por métodos químicos, realizada segundo Hendry e Price (1993).

Quanto ao tratamento de luminosidade, as plantas das duas espécies estudadas, *T. pulchra* e *T. pallida*, expostas à sombra apresentaram maior teor de clorofila total, comparadas às expostas a pleno sol, na maioria das avaliações realizadas durante os dois períodos de experimento.

As clorofilas, pigmentos naturais mais abundantes presentes nos cloroplastos das folhas e em outros tecidos vegetais, são formadas por complexos derivados da porfirina, tendo como átomo central o Mg (magnésio) (TAIZ; ZEIGER, 2010). Por serem moléculas instáveis, a sua concentração no vegetal está relacionada a fatores ambientais, como o estresse hídrico, alteração do pH, luminosidade reduzida, alterações enzimáticas e de temperatura. O pH dos

tecidos, por exemplo, afeta diretamente a decomposição das clorofilas, que possuem maior estabilidade ao calor em meio básico (STREIT et al., 2005).

Geralmente, plantas que crescem à sombra apresentam características bioquímicas diferentes de plantas de sol. Algumas plantas sob menor radiação solar podem apresentar alterações na razão de PSI para PSII, o que torna possível manter um melhor balanço do fluxo de energia. Outras plantas de sombra acrescentam mais clorofila ao complexo antena do PSII, aumentando capacidade de absorção de luz quando expostas à ambiente escuro, apresentando, portanto, maior teor de clorofila total em relação às plantas de sol (TAIZ; ZEIGER, 2010).

Quanto à região de exposição das plantas, menor teor de clorofila total foi observado para plantas de *T. pulchra* e *T. pallida* expostas na região central, em pelo menos uma das quatro avaliações realizadas para cada espécie.

As clorofilas, assim como os carotenóides, são substâncias antioxidantes; portanto, a alteração no teor de clorofila pode ser considerada uma resposta das plantas aos fatores de estresse (MAIOLI et al., 2008). Ainda segundo esses autores, parâmetros bioquímicos como pH, ácido ascórbico, atividade de peroxidases e clorofilas totais em *Licania tomentosa* e *Bauhinia forficata* constituem-se potenciais indicadores de estresse causado pela poluição do ar, especialmente por ozônio.

Diminuição no teor de clorofila total e alterações na proporção de clorofila a:b, como consequência do efeito da exposição à elevada concentração de ozônio, também foram observadas em plantas de *Nerium oleander*, em estudo realizado por Meletiou-Christou et al. (2011), na cidade de Atenas, Grécia.

Por outro lado, esses autores encontraram altos teores de clorofila total em plantas expostas a ambientes poluídos com óxidos de nitrogênio. Nesse experimento, provavelmente as altas concentrações de nitrogênio devem ter favorecido a síntese de clorofilas, compensando a degradação induzida por outros poluentes, como verificado também por Moraes et al. (2003), em plantas de *Tibouchina pulchra* expostas em regiões poluídas de Cubatão.

### **7.2.3 Atividade específica da superóxido dismutase (SOD)**

A atividade específica da SOD foi menor em plantas de *T. pulchra* expostas na região central, após 30 dias de exposição das plantas, durante o primeiro período de experimento e no final do segundo período de experimento. Plantas de *T. pallida* com menor atividade

específica da SOD foram encontradas na região central nas quatro avaliações realizadas durante os dois períodos de experimento.

Fatores ambientais e/ou antropogênicos adversos (estressores) podem interferir no funcionamento de macromoléculas responsáveis pelas atividades metabólicas em vegetais, como os ácidos nucleicos e as proteínas (enzimas e elementos estruturais). A formação de espécies reativas de oxigênio é maior com o aumento do estresse, e sua eliminação pela atividade de enzimas antioxidantes deve ocorrer de forma constante. Geralmente a atividade enzimática é estimulada sob estressores em baixas concentrações e, em elevadas concentrações, ocorre a inibição da atividade (LIMA, 2001).

Ainda segundo essa autora, perturbações no metabolismo a nível enzimático provocam, entre outras reações, redução no teor de proteínas, como consequência da redução na sua síntese ou na decomposição acentuada.

Nessa direção, a inibição da atividade da SOD em plantas expostas na região central, principalmente de *T. pallida*, estaria relacionada à presença de estressores em elevadas concentrações. Contudo, afirmações de relação com poluição do ar baseadas nos resultados de apenas uma enzima antioxidante não são consistentes, visto a alta variabilidade do sistema de defesa enzimática das plantas, não apenas entre espécies, como também entre indivíduos da mesma espécie e entre folhas da mesma planta, em diferentes fases de desenvolvimento (BULBOVAS et al., 2005; KLUMPP et al., 2000).

Quanto ao tratamento de luminosidade, a maioria plantas das duas espécies não apresentaram diferença significativa entre a exposição ao sol e à sombra. Algumas exceções foram observadas para *T. pulchra* durante o segundo período experimental e para *T. pallida* no final de cada experimento, cujas plantas expostas ao sol, em algumas regiões, apresentaram maior atividade específica da SOD.

Bulbovas et al. (2005) verificaram relação entre as variações na atividade de enzimas antioxidantes em plantas de *Caesalpinia echinata* (pau-brasil) e condições ambientais. Em períodos de alta temperatura e baixa umidade, a atividade enzimática, principalmente da SOD, foi intensificada em plantas dessa espécie. Esses resultados podem explicar a maior atividade da SOD encontrada em algumas plantas de *T. pulchra* e *T. pallida* expostas ao sol, sob maior temperatura.

## 7.3 Parâmetros anatômicos

### 7.3.1 Espessura foliar

No final do primeiro período experimental, as plantas de *T. pulchra* e *T. pallida* expostas à sombra na região residencial apresentaram menores espessuras foliares. Já no final do segundo período, as plantas de *T. pulchra* expostas ao sol e à sombra, e de *T. pallida* expostas ao sol, na região central, apresentaram os menores valores para espessura foliar.

Variações na espessura da folha podem representar uma estratégia adaptativa a ambientes poluídos, dificultando o deslocamento dos poluentes para o interior da folha ao possuírem menos espaços intercelulares no parênquima lacunoso, como encontrado para indivíduos de *Tradescantia* clone 4430, em experimentos de biomonitoramento da qualidade do ar no município de São Paulo (ALVES et al., 2001).

As plantas de *T. pulchra* e *T. pallida* que ficaram expostas à sombra apresentaram folhas menos espessas do que as plantas expostas ao sol, no final dos dois experimentos. Segundo Taiz e Zeiger (2010) características anatômicas contrastantes podem ser encontradas em folhas até da mesma planta expostas a regimes de luz diferentes. Geralmente, as folhas de sol são mais espessas e as células do parênquima paliçádico são mais longas do que em folhas de sombra, possibilitando maior taxa de fotossíntese líquida (LARCHER, 2006).

### 7.3.2 Estômatos

Quanto ao número de estômatos por  $\text{mm}^2$  (densidade estomática) e a relação entre a frequência de estômatos e células epidérmicas (índice estomático), não foram observadas diferenças significativas entre as regiões de exposição das plantas e entre os tratamentos de luminosidade.

As dimensões e frequência dos estômatos interferem na quantidade de poluentes gasosos absorvida pela planta e, conseqüentemente, nos possíveis efeitos causados pela poluição (ALVES et al., 2001). Alterações na estrutura foliar, como espessura da folha e quantidade de estômatos, não são injúrias visíveis como necroses foliares, mas estão diretamente relacionadas à capacidade de trocas gasosas e, conseqüentemente, à taxa fotossintética e ao crescimento da planta (LARCHER, 2006).

Ainda, a diminuição de caracteres anatômicos geralmente está relacionada com o aumento na sua frequência (ALVES et al., 2001). Em estudo realizado com o clone 4430 de *Tradescantia*, esses autores encontraram estômatos menores na superfície abaxial de folhas expostas em regiões poluídas de São Paulo, sem alteração do índice estomático. A redução no tamanho dos estômatos, não acompanhada pelo aumento na sua frequência, pode representar uma adaptação ao ambiente poluído, dificultando a entrada de poluentes gasosos na folha, mas ao mesmo tempo comprometendo a capacidade fotossintética da planta, pela redução das trocas gasosas.

É possível que, mesmo sem alterações na densidade estomática em plantas de *T. pulchra* e *T. pallida*, o tamanho dos estômatos possa ter diminuído em plantas expostas na região central, com maior concentração de poluentes atmosféricos devido às emissões veiculares; porém, esse parâmetro não foi avaliado nesta pesquisa.

### 7.3.3 Bioensaio Trad-MCN

Os resultados do bioensaio Trad-MCN mostraram que na região central houve um aumento de até 150% na frequência de micronúcleos em células-mãe de grão de pólen de *T. pallida*, com relação às demais regiões estudadas. Esse achado deve-se, provavelmente, à poluição do ar provocada pelo intenso tráfego veicular nessa região, uma vez que outras variáveis que poderiam causar estresse oxidativo nas plantas, como deficiência hídrica ou nutricional, foram minimizadas pela padronização e controle dos experimentos nos três locais de estudo.

O clone híbrido 4430 de *Tradescantia* e, mais recentemente, *T. pallida*, vem sendo utilizados para estudos de bionomitoramento da poluição atmosférica em vários países. Na região metropolitana de São Paulo, pesquisas tem confirmado a grande sensibilidade de plantas de *T. pallida* aos poluentes atmosféricos provenientes da emissão veicular (BATALHA et al., 1999; GUIMARÃES et al., 2000, SAVÓIA et al., 2009).

O código genético composto por seis pares de cromossomos relativamente grandes tornaram essa espécie um instrumento favorável para estudos citogenéticos. Por se tratar de um vegetal superior, com estrutura genética similar aos seres humanos, os efeitos genotóxicos em *T. pallida* podem ser utilizados para identificar riscos à saúde humana devido à poluição do ar. Estudo realizado por Mariani et al. (2009), identificou associação entre a frequência de micronúcleos em *T. pallida* e mortalidade por câncer e doenças cardiovasculares em áreas industriais e de intenso tráfego, no município de São José dos Campos-SP.

Pela simplicidade do bioensaio Trad-MCN, fácil visualização dos resultados e adaptação da planta a diversos ambientes, tem sido crescente a aproximação do conhecimento científico com a prática de educação e gestão ambiental. A quantificação de micronúcleos em *T. pallida*, por exemplo, pode ser aplicada em aulas práticas de Ciências e Biologia para o Ensino Fundamental e Médio, assim como em programas de educação ambiental, como o Projeto Coração Roxo de Biomonitoramento e Educação Ambiental, realizado com alunos de uma escola pública em Cubatão-SP, no período de 2001 a 2007 (CAMPINA, 2008).

Recentemente, o biomonitoramento com análise de micronúcleos em botões florais de *T. pallida* foi inserido na rotina da Secretaria de Estado de Saúde de Mato Grosso (SES/MT), como uma das atividades de monitoramento da qualidade do ar realizada pelo Programa VIGIAR. O Projeto de Biomonitoramento tem sido realizado em cooperação entre a SES e o Instituto Nacional de Análise Integrada de Risco Ambiental- INAIRA, com sede na Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo (LIRA et al., 2008; MATO GROSSO, 2012).

Ao comparar a frequência de micronúcleos com a concentração de O<sub>3</sub> avaliada três dias antes da coleta dos botões florais, por amostragem passiva, em cada um dos locais de exposição das plantas em Ribeirão Preto-SP, não foi possível encontrar correlação entre os dados. Esse resultado confirma o caráter generalista do bioensaio Trad-MCN, relacionando a o efeito genotóxico sobre as plantas à poluição atmosférica como um todo, e não apenas de um determinado poluente (MA, 1981).

#### 7.4 Parâmetros de crescimento

As plantas de *T. pulchra* expostas na região central apresentaram vários sintomas de redução do crescimento como menor incremento na altura, no diâmetro do caule e no número de folhas, maior AFE, menor MSR/MSA e menor MST. Apesar de não terem sido observadas diferenças significativas, houve também uma tendência das plantas expostas nessa região apresentarem menor AFT. As alterações em alguns desses parâmetros, como AFE e MSR/MSA, foram mais evidentes no final do primeiro período de experimento (junho), quando as concentrações de poluentes primários registradas foram mais elevadas, indicando plantas com menor espessura foliar e menores raízes.

As plantas de *T. pallida* expostas na região central também apresentaram alguns sintomas de alteração do crescimento, principalmente quanto à AFE, MSR/MSA e MST.

Nessa região observou-se plantas com menor espessura foliar, menores raízes e menor produção de biomassa.

Diferenças quanto ao diâmetro do caule para *T. pallida* foram encontradas para os tratamentos de luminosidade e região de exposição; contudo, os resultados para esse parâmetro não são muito consistentes por se tratar de uma espécie de hábito herbáceo, com caule ramificado e formado também pelo espessamento da bainha das folhas sésseis.

Um dos efeitos da poluição do ar sobre os vegetais é a redução do crescimento devido ao comprometimento do processo fotossintético (LARCHER, 2006; ZEIGER, 2006). Indivíduos de *T. pulchra* expostos na região industrial de Cubatão-SP, também apresentaram redução na altura e no diâmetro do caule, contudo, não foram verificadas diferenças significativas quanto à produção de biomassa (MORAES et al., 2000). Segundo esses autores, é possível que o efeito inibitório da poluição tenha sido compensado pelas emissões das indústrias de fertilizantes presentes na região estudada, aumentando a disponibilidade de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, para as plantas, o que não acontece nas regiões estudadas de Ribeirão Preto, cuja principal fonte de poluição do ar são as emissões veiculares.

Alterações na razão entre a biomassa de partes da planta em relação à planta inteira são comuns em ambiente poluído, pelo fato do transporte de carboidratos das folhas para as raízes ser inibido como efeito das altas concentrações de poluentes (RENNENBERG et al., 1996). Klumpp et al. (1998) também relataram para *T. pulchra* alterações no padrão de alocação de carbono entre as partes da planta, em estudos realizados na região do complexo industrial de Cubatão, indicando maior produção de biomassa foliar e menor biomassa radicular.

As plantas expostas na região central de Ribeirão Preto apresentaram resultados semelhantes para esse parâmetro de crescimento (MSR/MSA), mesmo sob níveis de poluentes inferiores aos registrados para Cubatão. Isso mostra a sensibilidade de indivíduos de *T. pulchra*, quanto aos parâmetros de crescimento analisados, aos efeitos de baixos níveis de poluição do ar.

Quanto ao tratamento de luminosidade, pelo menos em uma das avaliações realizadas, as plantas de *T. pulchra* expostas à sombra apresentaram maior incremento na altura, menor incremento no número de folhas, maior AFE e menor MSR/MSA. Resultados semelhantes para esses parâmetros foram encontrados em plantas de *T. pallida* também expostas à sombra, com exceção do incremento na altura. Por se tratar de uma espécie de sol, as plantas de *T. pallida* apresentaram menor incremento na altura quando expostas à sombra.

Os resultados da AFE para as duas espécies estudadas corroboram os resultados encontrados neste estudo para a análise da espessura foliar. Maior AFE corresponde a folhas menos espessas, característica de plantas que crescem à sombra, como descrito por Taiz e Zeiger (2010).

### 7.5 Composição química foliar e do solo

Os elementos químicos Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn, que apresentaram maiores concentrações em amostras foliares de *T. pallida* coletadas no final do primeiro experimento, principalmente na região central, estão relacionados com poluição do ar por emissões veiculares (GUÉGUEN et al., 2012; MAHER; MOORE; MATZKA, 2007; MONACI et al., 2000; SAMARA; VOUTSA, 2005; SONG; GAO, 2011). Ba e Mn são liberados principalmente pela queima de combustível fóssil; Cd e Zn pelo desgaste de pneus e, Cr, Cu e Fe, pelo desgaste de peças metálicas dos veículos (MONACI et al., 2000). Segundo Song e Gao (2011), outra importante fonte de Fe na atmosfera é a ressuspensão de partículas do solo.

A concentração de Cd, Cr e Pb nas folhas está diretamente relacionada à deposição de partículas, uma vez que tratam-se de elementos não-essenciais para as plantas (MULGREW; WILLIAMS, 2000). O Pb na gasolina passou a ser proibido em vários países a partir da década de 70 (LANDRIGAN, 2002), mas ainda pode ser encontrado em alguns tipos de gasolina aditivada, combustíveis de aeronaves e em pequena concentração em pneus reciclados, ligas metálicas e baterias. Em substituição ao Pb, novos aditivos passaram a ser utilizados na gasolina, principalmente o MTBE (éter metil terc-butílico), o ETBE (éter etil terc-butílico), o TBA (álcool terc-butílico) e o MMT (metil ciclopentadienil manganês tricarbonil).

A deposição de material particulado na superfície da folha foi maior durante a primeira coleta das amostras devido aos baixos índices de precipitação. Além disso, com o aumento de inversões térmicas nesse período, há também uma maior dificuldade de dispersão de poluentes atmosféricos. Portanto, os resultados das amostras coletadas no final do primeiro período de experimento, após um decréscimo na média mensal de precipitação e concentração mensal de MP<sub>10</sub> crescente, correspondem tanto ao conteúdo elementar do tecido quanto da superfície da folha, pela deposição de partículas. Já os resultados das amostras coletadas no

final do segundo período de experimento, após o início das chuvas, correspondem principalmente ao conteúdo foliar.

A distribuição das chuvas durante os períodos experimentais teve um papel similar aos procedimentos de lavagem das folhas durante a preparação das amostras, também utilizada em estudos de biomonitoramento (MULGREW; WILLIAMS, 2000; SAIKI et al., 2003). A chuva carrega as partículas depositadas sobre as plantas para o solo, podendo ser absorvidas também pelo sistema radicular. Contudo, é comum a redução de metais durante a estação chuvosa devido ao fato das plantas e do solo estarem sujeitos a repetidos eventos de vento e chuva, que ao lavarem as partículas depositadas, carregam os metais para extratos inferiores do solo ou pela superfície para locais distantes.

As maiores concentrações foliares dos elementos Ca, Mg, P e S foram encontradas em amostras de *T. pallida* coletadas no final do segundo experimento. Esses elementos estão relacionados com a nutrição vegetal, sendo importantes constituintes da parede celular (Ca), clorofilas (Mg), compostos energéticos (P) e proteínas (S) (LARCHER, 2006).

Geralmente, esses elementos são obtidos do solo, mas a principal fonte de S na atmosfera continua sendo a queima de combustível. De acordo com o International Fuel Quality Center (2012), mais de 40 países já comercializam diesel com 15 ppm de S ou menos. O teor de S no diesel comercializado no Brasil diminuiu de 13.000 ppm em 1980, para 50 a 1.800 ppm em 2011, dependendo da localização do município, se em região metropolitana ou interior do estado (BRASIL, 2011). Recentemente já tem sido produzido diesel com teor de S de 10 ppm para alguns veículos fabricados a partir de 2012; porém, como a substituição da frota de veículos pesados no Brasil é lenta, acima de 20 anos, o diesel com altos teores de enxofre ainda será utilizado nos próximos anos.

Sabe-se que a exposição à poluição do ar pode provocar vários danos para a planta como alterações bioquímicas, genéticas, fisiológicas ou anatômicas, em alguns casos podendo evoluir para cloroses e necroses foliares (ALVES et al., 2001; KLUMPP et al., 2006; MELETIOU-CHRISTOU et al., 2011; MORAES et al., 2004). Considerando que a disponibilidade de água e nutrientes foram padronizadas e controladas durante todo o experimento, as menores concentrações desses elementos importantes para o metabolismo vegetal nas amostras coletadas em condições de seca e alta concentração de poluentes atmosféricos, após o primeiro período experimental), podem indicar resultado de alterações fisiológicas das plantas, levando à possível redução da taxa fotossintética e, conseqüentemente, menor produção de biomassa.

Variação espacial foi observada para alguns elementos em *T. pallida*, apenas em amostras coletadas no final do primeiro período de experimento. Os elementos relacionados à poluição do ar, Cr, Fe, Pb e Zn, apresentaram maiores concentrações foliares em amostras coletadas na região central. Para os elementos Ba, Cd, Cu e S, não foi possível verificar diferença significativa entre as regiões de exposição das plantas, mas houve uma tendência das concentrações serem maiores também nessa região, que é caracterizada pelo intenso tráfego de veículos automotores e pela concentração de edifícios que dificultam a dispersão dos poluentes.

Em geral, plantas expostas na região residencial apresentaram valores intermediários para a concentração de elementos químicos relacionados a emissões veiculares ou similar aos valores encontrados para as plantas da região central, quanto ao Fe, Pb e Zn. Todos esses elementos foram menos concentrados em plantas expostas no *Campus* da USP, caracterizada pela abundância de vegetação e baixo fluxo de veículos. A maior densidade de árvores e outras plantas de pequeno porte nessa região podem ter um efeito de fitorremediação, por também acumularem metais atmosféricos em folhas, cascas de tronco e outras partes da planta.

Ao comparar os resultados da análise química em folhas de *T. pallida* deste estudo com outros dois realizados em São Paulo e Santo André (SAVOIA, 2007; SUMITA et al., 2003), verificou-se menores concentrações dos elementos químicos Ba, Ca, Cr, Fe, Mn e Zn, em amostras foliares de *T. pallida* expostas em Ribeirão Preto. Santo André faz parte da Região Metropolitana de São Paulo, que segundo o Relatório da Qualidade do Ar do estado, é a região mais poluída do estado. Em 2011, as concentrações de O<sub>3</sub> ultrapassaram o limite estabelecido pelos padrões nacionais de qualidade do ar (160 µg m<sup>-3</sup>) em mais de 350 dias. As concentrações de MP<sub>10</sub> apresentaram algumas ultrapassagens durante esse ano, também merecendo atenção (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2012a).

Segundo a Cetesb (2012a), geralmente Ribeirão Preto apresenta poucos dias com concentrações de O<sub>3</sub> e MP<sub>10</sub> acima dos limites permitidos. Os resultados do presente trabalho mostraram que mesmos em regiões com níveis de poluentes atmosféricos permitidos pelo padrão nacional de qualidade do ar, previamente considerados seguros para a população, certa variação sazonal e espacial de metais na atmosfera relacionados a emissões veiculares, puderam ser monitorados por plantas, principalmente por *T. pallida*.

Quanto aos resultados encontrados pela análise química de amostras foliares de *T. pulchra*, não foi possível verificar distribuição sazonal quanto aos elementos relacionados a emissões veiculares. As amostras coletadas no *Campus* da USP apresentaram menores

concentrações desses elementos, como também foi observado em *T. pallida*. Porém, também não foi possível verificar diferença entre os resultados da região residencial e central.

As características da superfície foliar entre as duas espécies estudadas podem ter influenciado no grau de retenção de material particulado e, conseqüentemente, de metais. Segundo Harrison e Chirgawi (1989), a deposição de partículas aéreas em superfícies foliares e o grau de retenção de poluentes são influenciados pelas condições climáticas, características do poluente, características da folha e tamanho das partículas em suspensão. Hwang et al. (2011) também encontraram que, geralmente, folhas pilosas e enrugadas possuem maior capacidade de acumular material particulado do que folhas lisas. Apesar das folhas de *T. pulchra* também serem pilosas, a presença de pêlos e cera na superfície de folhas de *T. pallida* podem ter favorecido o acúmulo de partículas. Correlação positiva entre essas características e o acúmulo de material particulado foi encontrada por Sæbø et al. (2012) para algumas espécies arbóreas.

A partir dos resultados da análise química do solo coletado no final de cada período de experimento, diferenças significativas foram observadas em 38% dos elementos analisados. As concentrações de elementos relacionados a emissões veiculares foram, em média, 96,4% menores em amostras de solo coletadas no final do segundo período de experimento, corroborando com os resultados encontrados para as amostras foliares de *T. pallida*.

Embora a concentração de P em amostra de solo tenha sido maior na primeira coleta, em amostras foliares de *T. pallida* esse elemento foi menos abundante do que na segunda coleta. Esse resultado confirma a hipótese levantada de que a capacidade de absorção de elementos importantes para o metabolismo vegetal tenha sido afetada pelas condições ambientais durante esse período, visto a grande disponibilidade de P no solo.

Em geral, o uso de plantas bioacumuladoras mostrou ser eficiente para mapeamento da poluição urbana por elementos-traço, permitindo uma avaliação dos efeitos sinérgicos, antagônicos ou aditivos de substâncias químicas em misturas complexas de poluentes atmosféricos. Diante da crescente frota de veículos em centros urbanos, importante fonte de metais tóxicos no ar, as plantas são ferramentas eficazes para compreensão do potencial mutagênico da exposição à poluição aérea urbana (CARRERAS et al., 2009; MONACI et al., 2000).

## 7.6 Morbidade por doenças respiratórias

Estudos epidemiológicos têm demonstrado uma consistente associação entre a poluição do ar e hospitalizações por morbidades cardiorrespiratórias, principalmente em áreas urbanas com intenso tráfego de veículos (ARBEX et al., 2010; CANÇADO et al., 2006; MARCILIO; GOUVEIA, 2007; MOURA et al., 2008; ROSEIRO; TAKAYANAGUI, 2006). Porém, a poluição do ar é um de muitos fatores que podem causar ou agravar essas doenças. É possível que a demanda de internações por motivos respiratórios, durante o período de estudo, também possa ser atribuída a outros fatores de risco, como infecções e alergias pré-existentes.

Além da coexistência de doenças associadas aos problemas respiratórios, por se tratar de uma análise de dados secundários, pode ter ocorrido subnotificação de doenças ou duplicidade no número de internações, uma vez que o Datasus considera como unidade de análise a Autorização de Internação Hospitalar (AIH) e não o indivíduo doente.

Apesar das limitações do estudo epidemiológico, foi possível verificar correlação moderada positiva entre as taxas de internações por doenças respiratórias e poluentes primários ( $MP_{10}$  e  $NO_2$ ) e, negativa, com dados meteorológicos (temperatura e precipitação) e concentração de  $O_3$ , em Ribeirão Preto-SP, durante os três últimos anos.

O  $O_3$  é um dos constituintes mais importantes do smog fotoquímico, devido aos efeitos adversos à saúde e ao ambiente (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2011). A correlação negativa, encontrada neste estudo entre internações por doenças respiratórias e as concentrações mensais de  $O_3$ , pode ser explicada por se tratar de um poluente secundário, com distribuição sazonal diferente dos poluentes primários, cuja maior concentração ocorre nos períodos secos e frios.

Em geral, a correlação encontrada entre variáveis de saúde e ambientais foi maior para crianças de até cinco anos, do que para idosos acima de 60 anos. Esse resultado pode ser explicado pela distribuição sazonal das internações infantis, verificada ao longo do período estudado, coincidindo com o aumento de  $MP_{10}$  e  $NO_2$  nos meses com menor precipitação e temperatura média.

Entre as crianças, quase 80% das internações por doenças respiratórias no período estudado foi por pneumonia e bronquiolite aguda. Apesar de serem infecciosas, essas doenças podem estar associadas a outros fatores como desnutrição, hereditariedade e fatores ambientais, principalmente exposição à poluição atmosférica e a variações de temperatura e umidade relativa do ar (GOMES, 2001). Devido à alta solubilidade de poluentes gasosos e,

portanto, alta taxa de absorção nas vias aéreas, a exposição à poluição do ar pode afetar o sistema imunológico do indivíduo, tornando-o mais susceptível às infecções agudas (MARTINS et al., 2002).

Em idosos acima de 60 anos, a pneumonia representou cerca de 60% das causas de internações por doenças respiratórias, no período estudado, em Ribeirão Preto-SP. De acordo com Gomes (2001), os idosos possuem, aproximadamente, 20 vezes mais chance de contrair pneumonia do que pessoas mais jovens, devido ao sistema imunológico debilitado e à presença de outras doenças comuns nessa faixa etária, como diabetes e doenças cardiovasculares, ou como complicações pós-operatórias. A maior variedade de fatores que podem levar à pneumonia em idosos pode explicar a ausência de distribuição sazonal das internações nessa faixa etária, apresentando vários picos durante o período estudado.

Segundo a OMS (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2011), concentrações relativamente baixas de poluentes estão relacionadas a uma variedade de efeitos adversos à saúde. Apesar de maior atenção ser dada às regiões metropolitanas, correlações entre variáveis de saúde e poluentes, como encontrada neste estudo para Ribeirão Preto-SP, vêm sendo relatadas também para outras regiões com níveis de poluição do ar considerados seguros à saúde (OLMO et al., 2011). Esses resultados reforçam a necessidade de revisão dos padrões nacionais de qualidade do ar, que encontra-se em discussão no estado de São Paulo.

Os novos valores-limite para os poluentes atmosféricos deverão seguir a estratégia de preceder em etapas intermediárias os valores preconizados pela OMS. Para isso, o Grupo de Trabalho Interinstitucional criado pela Resolução Conjunta SES/SMA-4/2009, considera necessária a ampliação dos estudos da Cetesb quanto à identificação e quantificação de componentes constituintes do material particulado, poluentes orgânicos persistentes (POPs) e compostos orgânicos voláteis, como benzeno e aldeídos. Algumas ferramentas também importantes para o alcance dos padrões propostos são o desenvolvimento de um Inventário de Fontes de Emissão e a adequação dos sistemas de informação ambiental (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2012c).

O estado de São Paulo destaca-se em relação ao monitoramento da qualidade do ar no Brasil, realizado pela Cetesb desde 1972. A iniciativa de revisão dos padrões de qualidade do ar poderá servir de exemplo, não apenas para os gestores ambientais dos demais estados brasileiros, como também para os países emergentes com condições sociais e ambientais similares.

# CONCLUSÕES

---

## 8 CONCLUSÕES

Os dados obtidos com a realização desta pesquisa, sobre a avaliação da qualidade do ar em Ribeirão Preto-SP, por meio de biomonitoramento vegetal, permitem as conclusões a seguir.

Com relação aos parâmetros ambientais:

- Os dados coletados no final do Período 1 (março a junho de 2011) correspondem, de modo geral, a plantas expostas a menores valores de temperatura e precipitação, maiores concentrações de MP<sub>10</sub> e NO<sub>2</sub> (poluentes primários) e menores concentrações de O<sub>3</sub> (poluente secundário), em relação aos dados coletados no final do Período 2 (julho a outubro de 2011).

- Apesar da proximidade das regiões estudadas, em média 5 km de distância entre cada uma, a concentração de O<sub>3</sub> avaliada por amostragem passiva foi maior em algumas coletas no *Campus* da USP, localizado em uma região periférica de Ribeirão Preto, com menor tráfego veicular em relação às outras duas regiões estudadas (central e residencial) e maior arborização. Essas características da região podem ter contribuído para os maiores níveis de O<sub>3</sub>, poluente secundário formado por reações fotoquímicas entre NO<sub>x</sub> e COVs (de origem biogênica e/ou antrópica).

- Os resultados da amostragem passiva de O<sub>3</sub>, método descrito por Garcia et al. (2010), foram semelhantes aos dados registrados pela Cetesb, por meio de quimioluminescência, revelando a eficácia desse método além da simplicidade das análises. Exceções foram observadas para dias nublados, cujos resultados apresentaram valores altos de desvio-padrão da média.

Com relação aos parâmetros fisiológicos:

- A forte radiação solar por volta do meio-dia nas regiões estudadas, representada pelo FFFA em torno de 1.400  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , provocou a redução da eficiência do PSII e o aumento da fotoinibição em plantas de *T. pulchra* e *T. pallida*.

- Os resultados da eficiência do PSII (Fv/Fm), quanto à região de exposição das plantas, foram diferentes para as duas espécies. Em *T. pulchra*, menor eficiência do PSII foi observada para as plantas da região central. Já as plantas de *T. pallida*, expostas na região central, apresentaram maior eficiência do PSII.

- Quanto à fotoinibição, as maiores porcentagens foram encontradas em plantas das duas espécies estudadas, expostas nas regiões residencial e central. Provavelmente o estresse oxidativo causado pela presença de maior emissão veicular nessas regiões, com relação ao *Campus* da USP, pode ter contribuído para o aumento da inativação do PSII, sem contudo, comprometer a recuperação natural dos processos fotoquímicos no final do dia, quando a radiação solar diminui.

- Quanto ao teor de clorofila total, plantas de *T. pulchra* e *T. pallida*, expostas à sombra, apresentaram maiores concentrações, em relação às expostas a pleno sol, na maioria das avaliações realizadas. O aumento de clorofilas no ambiente mais escuro está relacionado à necessidade da planta de intensificar a absorção de luz.

- Menor teor de clorofila total foi observado em plantas de *T. pulchra* e *T. pallida* expostas na região central, em pelo menos uma das quatro avaliações realizadas para cada espécie, o que pode ser considerado uma resposta a fatores de estresse causado pela poluição do ar nessa região.

- A atividade específica da SOD foi menor em plantas de *T. pulchra* expostas na região central em algumas avaliações. Resultados semelhantes foram observados em plantas de *T. pallida* expostas nessa região, em todas as quatro avaliações realizadas.

- A atividade específica da SOD também foi menor em plantas das duas espécies expostas à sombra. Essas plantas foram expostas a baixas concentrações de poluentes, mesmo assim apresentaram inibição da atividade enzimática, ao contrário do que é apontado por Lima (2001).

Com relação aos parâmetros anatômicos:

- Menor espessura foliar foi observada para plantas *T. pulchra* e *T. pallida* expostas à na região residencial e central, representando uma possível estratégia adaptativa das plantas à maior concentração de poluentes atmosféricos nessas regiões.

- Plantas das duas espécies expostas à sombra apresentaram folhas menos espessas do que as plantas expostas ao sol, no final dos dois períodos de experimento. Essas alterações anatômicas, em resposta à concentração de poluentes aéreos, estão diretamente relacionadas à capacidade de trocas gasosas e, conseqüentemente, à taxa fotossintética e ao crescimento da planta.

- Quanto ao número de estômatos por  $\text{mm}^2$  (densidade estomática) e a relação entre a frequência de estômatos e células epidérmicas (índice estomático), não foram observadas

diferenças significativas entre as regiões de exposição das plantas e *T. pallida* e entre os tratamentos de luminosidade.

- Os resultados do bioensaio Trad-MCN mostraram que na região central houve um aumento de até 150% na frequência de micronúcleos em células-mãe de grão de pólen de *T. pallida*, com relação às demais regiões estudadas. Esse achado deve-se, provavelmente, à poluição do ar provocada pelo intenso tráfego veicular nessa região, uma vez que outras variáveis que poderiam causar estresse oxidativo nas plantas, como deficiência hídrica ou nutricional, foram minimizadas pela padronização e controle dos experimentos nos três locais de estudo.

- Não foi verificada correlação entre a frequência de micronúcleos em *T. pallida* e a concentração de O<sub>3</sub>, avaliada três dias antes da coleta dos botões florais, por amostragem passiva, em cada um dos locais de exposição das plantas. Esses dados confirmam o caráter generalista do bioensaio Trad-MCN, relacionando a presença de micronúcleos ao efeito genotóxico da poluição atmosférica como um todo, e não apenas de um determinado poluente (MA, 1981).

Com relação aos parâmetros de crescimento:

- Plantas de *T. pulchra* expostas na região central apresentaram vários sintomas de redução do crescimento como menor incremento na altura, no diâmetro do caule e no número de folhas, maior AFE, menor MSR/MSA e menor MST. Apesar de não terem sido observadas diferenças significativas, houve também uma tendência das plantas expostas nessa região apresentarem menor AFT.

- As alterações em alguns desses parâmetros, como AFE e MSR/MSA, foram mais evidentes no final do primeiro período de experimento (junho), quando as concentrações de poluentes primários registradas foram maiores.

- As plantas de *T. pallida* expostas na região central também apresentaram alguns sintomas de alteração do crescimento, principalmente quanto à AFE, MSR/MSA e MST. Nessa região observou-se plantas com menor espessura foliar, menores raízes e menor produção de biomassa.

- Diferenças quanto ao diâmetro do caule para *T. pallida* foram encontradas para os tratamentos de luminosidade e região de exposição, contudo, os resultados para esse parâmetro não são muito consistentes por se tratar de uma espécie de hábito herbáceo, com caule ramificado e formado também pelo espessamento da bainha das folhas sésseis.

- Quanto ao tratamento de luminosidade, pelo menos em uma das avaliações realizadas, plantas de *T. pulchra* expostas à sombra apresentaram maior incremento na altura, menor incremento no número de folhas, maior AFE e menor MSR/MSA. Resultados semelhantes para esses parâmetros foram encontrados em plantas de *T. pallida* também expostas à sombra, com exceção do incremento na altura. Por se tratar de uma espécie de sol, as plantas de *T. pallida* apresentaram menor incremento na altura quando expostas à sombra.

Com relação à composição química foliar e do solo:

- Os resultados da análise química das amostras foliares coletadas no final do primeiro período de experimento, após um decréscimo na média mensal de precipitação e concentração mensal de MP<sub>10</sub> crescente, correspondem tanto ao conteúdo elementar do tecido quanto da superfície da folha, pela deposição de partículas. Já os resultados das amostras coletadas no final do segundo período de experimento, após o início das chuvas, correspondem principalmente ao conteúdo foliar.

- Amostras foliares de *T. pallida*, coletadas no final do primeiro período de experimento, apresentaram maiores concentrações dos elementos químicos Ba, Fe, Mn, Pb e Zn, independente da região de exposição das plantas. Esses elementos estão relacionados com poluição do ar por emissões veiculares, sendo liberados principalmente pela queima de combustível fóssil, desgaste de pneus e de peças metálicas dos veículos.

- As maiores concentrações foliares dos elementos Ca, Mg, Na, P e S foram encontradas em amostras de *T. pallida* coletadas no final do segundo experimento. Esses elementos estão relacionados com o metabolismo vegetal, sendo importantes constituintes da parede celular (Ca), clorofilas (Mg), compostos energéticos (P), proteínas (S) e osmoregulador (Na). Considerando que a disponibilidade de água e nutrientes foram padronizadas e controladas durante todo o experimento, as menores concentrações desses elementos podem indicar um resultado de alterações fisiológicas nas plantas, levando à possível redução da taxa fotossintética e, conseqüentemente, menor produção de biomassa.

- Diferenças significativas entre as regiões de exposição das plantas foram observadas para alguns elementos em *T. pallida*, apenas em amostras coletadas no final do primeiro período de experimento. Os elementos Cr, Fe, Pb e Zn, relacionados com emissões veiculares, apresentaram maiores concentrações foliares em amostras coletadas na região central.

- Todos os elementos relacionados às emissões veiculares foram menos concentrados em plantas expostas no *Campus* da USP, região caracterizada pela abundância de vegetação e baixo fluxo de veículos.

- *Tibouchina pulchra* é comumente usada para biomonitoramento na região industrial de Cubatão-SP, principalmente pelas respostas morfofisiológicas e acúmulo de F e S. Contudo, sob baixos níveis de poluição do ar, como encontrado em Ribeirão Preto-SP, os resultados da composição química foliar para essa espécie foram pouco consistentes, não sendo possível, por exemplo, verificar uma distribuição temporal dos elementos relacionados a emissões veiculares, como observado em amostras de *T. pallida*.

- A partir dos resultados da análise química do solo coletado no final de cada período de experimento, observou-se concentrações de Cd, Fe, Mn, P e Pb, em média, 96,4% menores em amostras de solo coletadas no final do segundo período de experimento. Esses resultados evidenciam a maior deposição de elementos químicos relacionados à emissões veiculares em junho, mês com altas concentrações de MP<sub>10</sub> e condições climáticas desfavoráveis para a dispersão dos poluentes atmosféricos.

A comparação dos indicadores de morbidade por doenças respiratórias com indicadores de poluição do ar e meteorológicos permite as seguintes conclusões:

- É possível que a demanda pelas internações por motivos respiratórios, principalmente por pneumonia, durante o período de estudo, também possa ser atribuída a outros fatores de risco, como infecções e alergias pré-existentes, uma vez que a poluição do ar é um dos muitos fatores que podem causar ou agravar doenças respiratórias.

- Foi encontrada, no geral, uma correlação moderada entre morbidade e fatores ambientais (MP<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub>, temperatura e precipitação) no período estudado. Para a faixa etária de 0 a 5 anos a correlação foi maior com fatores meteorológicos (temperatura e precipitação), apresentando sazonalidade durante o período. Para os idosos a sazonalidade foi menos evidente, o que pode estar associado à variabilidade de fatores, tais como: debilidade imunológica e outras patologias pré-existentes.

- A correlação negativa entre frequência de internação por doenças respiratórias, independente da faixa etária, e concentrações mensais de O<sub>3</sub> pode ser explicada por se tratar de um poluente secundário, com distribuição sazonal diferente dos poluentes primários.

# CONSIDERAÇÕES FINAIS E PROPOSIÇÕES

---

## 9. CONSIDERAÇÕES FINAIS E PROPOSIÇÕES

Os resultados obtidos pelo biomonitoramento indicam que os níveis de poluentes atmosféricos em Ribeirão Preto-SP, durante o ano de 2011, comprometeram a capacidade fotossintética de plantas de *Tibouchina pulchra* e *Tradescantia pallida*, afetando significativamente o seu crescimento. Apesar da qualidade do ar no município ser considerada boa na maioria dos dias do ano, de acordo com índices baseados em monitoramento da concentração de poluentes e de parâmetros meteorológicos, foi possível mensurar indicadores de estresse em plantas, que apresentaram respostas diferentes para cada região estudada, confirmando, parcialmente, a primeira hipótese proposta para esta pesquisa.

As plantas expostas na região central, em geral, apresentaram maior fotoinibição, menor teor de clorofila total, menor atividade da enzima SOD, menor espessura foliar, menor AFE, menor produção de biomassa e maior acúmulo foliar de elementos químicos relacionados à poluição do ar. Ainda, foi possível observar maior efeito genotóxico durante a formação de gametas masculinos em *T. pallida*, referente à frequência de micronúcleos, em plantas expostas nessa região, caracterizada pelo intenso fluxo de veículos e, conseqüentemente, maior concentração de poluentes atmosféricos.

Nesta pesquisa, os parâmetros avaliados nas plantas mostraram-se sensíveis a poluentes em baixa concentração na atmosfera. Destaca-se que a maioria dos estudos encontrados na literatura, geralmente são conduzidos em regiões industriais ou grandes centros urbanos, com altas concentrações de poluentes, o que confirma a eficácia do biomonitoramento vegetal como ferramenta complementar para métodos físico-químicos de monitoramento da qualidade do ar.

Contudo, vale ressaltar que é necessário que experimentos similares sejam conduzidos com padronização de substrato, nutrientes, disponibilidade de água e das condições ambientais nas regiões de exposição das plantas, minimizando variáveis que possam provocar outros tipos de estresse.

Uma vez que vários fatores externos podem influenciar as respostas das plantas a estresse abiótico, torna-se necessário a padronização dos métodos de exposição das plantas e coleta de dados em estudos de biomonitoramento, buscando maior confiabilidade dos resultados, de forma que os experimentos possam ser reproduzidos em outras regiões e épocas. Geralmente, a exposição das plantas segue a proposta de Arndt e Schweizer (1991), em estantes cobertas por sombrite. No presente estudo a exposição de plantas à sombra e a

pleno sol revelou que, independentemente da quantidade de luminosidade, respostas das plantas à poluição do ar puderam ser observadas nas regiões estudadas. Ainda, as diferenças observadas pela comparação dos resultados obtidos entre os tratamentos de luminosidade (sol e sombra), foram confirmadas pelas informações da literatura, servindo como controle, ou seja, foi possível confirmar a capacidade das plantas em responder aos fatores ambientais pelos parâmetros avaliados.

As duas espécies utilizadas nesta pesquisa possuem diferentes características morfológicas e sensibilidade aos poluentes atmosféricos. *T. pallida* é amplamente usada em estudos de biomonitoramento da poluição do ar pelo fácil cultivo e adaptação em clima tropical e subtropical, além do rápido crescimento e sensibilidade a níveis baixos de poluição. Contudo, diferenças significativas quanto aos parâmetros de crescimento, como incremento na altura, no diâmetro do caule e no número de folhas, foram melhor avaliados em *T. pulchra*, devido ao hábito e porte da planta.

*Tradescantia pallida* parece ter maior potencial bioacumulador de elementos químicos do que *T. pulchra*, sendo útil para mapeamento sazonal e espacial da poluição do ar por metais pesados, detectados, nesta pesquisa, por ICP-MS. Os resultados das análises químicas para essa espécie foram mais consistentes do que para *T. pulchra*, permitindo melhor inferência da qualidade do ar nas diferentes regiões e períodos do ano estudados.

Mesmo com os níveis de poluição abaixo dos limites permitidos pelos padrões nacionais, considerados seguros à saúde, a análise do quadro de morbidade por doenças respiratórias da população residente em Ribeirão Preto, durante o período compreendido entre janeiro de 2009 e dezembro de 2011, revelou associação com indicadores ambientais. Correlação positiva moderada foi observada entre a taxa de internação hospitalar por doenças respiratórias e a concentração mensal de MP<sub>10</sub> e NO<sub>2</sub>, principalmente entre crianças menores de cinco anos de idade, no período mais seco e frio do ano, confirmando a segunda hipótese proposta para esta pesquisa.

Além de maior concentração de poluentes atmosféricos, devida à dificuldade de dispersão dos mesmos, nesse período também é frequente o aumento do número de focos de queimadas, muitos acidentais ou criminosos, mas, principalmente, devido à queima da palha da cana-de-açúcar pré-colheita. A legislação prevê o fim das queimadas no estado de São Paulo para 2021. Porém, para alcançar as metas propostas será necessário, nos próximos anos, maior investimento na mecanização da colheita da cana e em capacitação profissional para inserção dos cortadores de cana no mercado de trabalho.

O Estado de São Paulo vem se destacando em relação ao monitoramento ambiental no Brasil, realizado pela Cetesb desde os anos 70. As discussões em andamento sobre a revisão dos padrões de qualidade do ar, com valores mais restritos, baseados nas diretrizes da OMS, bem como o desenvolvimento de estratégias para atingir as metas propostas, são iniciativas que poderão servir de modelo tanto para a gestão ambiental nacional, como para outros países emergentes com condições sociais e ambientais similares.

Para a adoção dos novos padrões, será necessário considerar questões sobre a viabilidade econômica, política, social e tecnológica. Dentre outros, os esforços devem ser direcionados também para atualizar o sistema de controle, monitoramento e informação da qualidade do ar, a fim de apoiar as políticas públicas de controle ambiental e de saúde, e facilitar o diálogo com a população.

Os resultados encontrados nesta pesquisa poderão servir como subsídios para a implementação dos novos padrões de qualidade do ar, no sentido de revelar importantes indicadores de estresse em plantas causado pela exposição a poluentes atmosféricos, mostrando ser factível a utilização do biomonitoramento para avaliação da qualidade do ar, como ferramenta complementar ao monitoramento físico-químico.

Contribuem, também, para o conhecimento na área de saúde ambiental, trazendo importante informação sobre indicadores de saúde relacionados à poluição do ar, em região de interesse para a Vigilância em Saúde Ambiental relacionada à Qualidade do Ar - VIGIAR.

Espera-se que os resultados aqui apresentados e discutidos possam contribuir para a aproximação das evidências científicas, relacionadas ao impacto da poluição do ar sobre a saúde, com a gestão ambiental, estimulando a adoção de medidas e o desenvolvimento de estratégias inovadoras para alcançar melhores indicadores de qualidade do ar.

Dentre essas medidas, além da elaboração de leis mais rigorosas, como a revisão dos padrões nacionais da qualidade do ar, destacam-se o melhoramento e a ampliação do transporte público, investimento em tecnologias limpas, com relação a combustíveis menos poluentes, bem como o desenvolvimento de programas e ferramentas para educação ambiental, em busca de melhor qualidade de vida.

## REFERÊNCIAS

---

REFERÊNCIAS<sup>1</sup>

ALVES, E. S et al. Estudo anatômico foliar do clone híbrido 4430 de *Tradescantia*: alterações decorrentes da poluição aérea urbana. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 4, p. 567-576, 2001. Suplemento.

AMARANTE, C. V. T. et al. Quantificação não destrutiva de clorofilas em folhas através de método colorimétrico. **Horticultura Brasileira**, v. 26, p. 471-475, 2008.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21 ed. Washington DC: APHA, 2005. 1368 p.

AMERICAN THORACIC SOCIETY. What constitutes an adverse health effect of Air pollution? **American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine**, v. 161, p. 665-673, 2000.

AQUINO, S. M. F. et al. Bioindicadores Vegetais: uma alternativa para monitorar a Poluição Atmosférica. **Ibero-American Journal of Environmental Sciences**, v. 1, p. 63-77, 2012.

ARAÚJO, A. C.; DEMINICIS, B. B. Fotoinibição da Fotossíntese - Revisão. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 7, n. 4, p. 463-472, 2009.

ARBEX, M. A. et al. Air pollution from biomass burning and asthma hospital admissions in a sugar cane plantation area in Brazil. **Journal of Epidemiology and Community Health**, v. 61, p. 395-400, 2007.

\_\_\_\_\_. Impact of outdoor biomass air pollution on hypertension hospital admissions. **Journal of Epidemiology and Community Health**, v. 64, p. 573-579, 2010.

ARNDT, U.; SCHWEIZER, A. 1991. The use of bioindicators for environmental monitoring in tropical and subtropical countries. In **Biological monitoring: signals from the environment** (H. Ellenberg et al., eds.). Vieweg, Braunschweig, p.199-260. Disponível em: <<http://www.nzdl.org/gsdldmod?e=d-00000-00---off-0env1--00-0---0-10-0---0---0direct-10---4-----0-11--11-en-50---20-help---00-0-1-00-0-0-11-1-0utfZz-8-10-0-0-11-10-0utfZz-8-00&cl=CL1.1&d=HASH76bee393577eaa81eb621c.8&gt=1>>. Acesso em: 15 mai 2012.

<sup>1</sup> De acordo com as **Diretrizes para apresentação de dissertações e teses da USP**: documento eletrônico e impresso PARTE I (ABNT). FUNARO, V. M. B. O. et al. 2 ed. Rev. ampl. São Paulo: Sistema Integrado de Bibliotecas da USP, 2009. 102 p.

AZEVEDO, R. A. et al. Response of an antioxidant enzymes to transfer from elevated carbon dioxide to air and ozone fumigation in leaves and roots of wild-type and catalase-deficient mutant of barley. **Plant Physiology**, v. 104, p. 280–292, 1998.

BASE DE DADOS TROPICAL. **Banco de espécies da BDT**. Disponível em: <<http://bdt.fat.org/species>>. Acesso em: 20 abr. 2011.

BATALHA, J. R. F. et al. Exploring the clastogenic effects of air pollutants in São Paulo (Brazil) using the *Tradescantia* micronuclei assay. **Mutation Research**, v. 426, p. 229-232, 1999.

BELL, M. L.; DAVIS, D. L.; FLETCHER, T. A retrospective assessment of mortality form the London Smog episode of 1952: the role of influenza and pollution. **Environmental Health Perspectives**, v. 1121, p. 6-8, 2004.

BRASIL. **Lei n. 8.080, de 19 de setembro de 1990**. Dispõe sobre as condições para a promoção, proteção e recuperação da Saúde, a organização e o funcionamento dos serviços correspondentes e dá outras providências. Disponível em: <<http://www6.senado.gov.br/legislacao/ListaPublicacoes.action?id=134238>>. Acesso em: 12 ago 2012.

\_\_\_\_\_. Ministério da Saúde. Conselho Nacional de Saúde. **Subsídios para construção da Política Nacional de Saúde Ambiental**. Brasília: Ministério da Saúde, 2007.

\_\_\_\_\_. **Decreto nº 6.860, de 27 de maio de 2009**. Aprova a Estrutura Regimental e o Quadro Demonstrativo dos Cargos em Comissão e das Funções Gratificadas do Ministério da Saúde, integra o Centro de Referência Professor Hélio Fraga à estrutura da Fundação Oswaldo Cruz - FIOCRUZ, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.jusbrasil.com.br/legislacao/231723/decreto-6860-09>>. Acesso em: 19 ago 2012.

\_\_\_\_\_. **Constituição da República Federativa do Brasil**: texto constitucional promulgado em 5 de outubro de 1988, com as alterações adotadas pelas Emendas Constitucionais nos 1/1992 a 66/2010, pelo Decreto Legislativo no 186/2008 e pelas Emendas Constitucionais de Revisão nos 1 a 6/1994. 33<sup>o</sup>.ed. Brasília, DF: Câmara dos Deputados, 2010.

\_\_\_\_\_. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental. **1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários**. 2011. 114 p. Disponível em: <[http://www.antt.gov.br/html/objects/\\_downloadblob.php?cod\\_blob=540](http://www.antt.gov.br/html/objects/_downloadblob.php?cod_blob=540)>. Acesso em: 15 jun 2012.

BULBOVAS, P. et al. Variação sazonal em antioxidantes em folhas de plantas jovens de *Caesalpinia echinata* Lam. (pau-brasil). **Revista Brasileira Botânica**, v. 28, n. 4, p. 687-696, 2005.

CAI, K. Q.; SLOT, M.; FAN, Z. X. Leaf development and photosynthetic properties of three tropical tree species with delayed greening. **Photosynthetica**, v. 43, p. 91-98.

CAMPANHA, S. M. A.; FREIRE, L. M. S.; FONTES, M. J. F. O impacto da asma, da rinite alérgica e da respiração oral na qualidade de vida de crianças e adolescentes. **Revista CEFAC**, v. 10, n. 4, p. 513-519, 2008.

CAMPINA, N. N. **Projeto Coração Roxo de biomonitoramento e educação ambiental: análise de uma experiência com alunos de uma escola pública no município de Cubatão-SP**. 2008. 128 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

CAMPONOGARA, S.; KIRCHHOF, A. L. C.; RAMOS, F. R. S. Uma revisão sistemática sobre a produção científica com ênfase na relação entre saúde e meio ambiente. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 13, p. 427-439, 2008.

CANÇADO, J. E. D. et al. Repercussões clínicas da exposição à poluição atmosférica. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, v. 32, n. S2, p. 23-29, 2006.

CARNEIRO, R. M. A.; TAKAYANAGUI, A. M. M. Estudos sobre bioindicadores vegetais e poluição atmosférica por meio de revisão sistemática da literatura. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 13, p. 26-44, 2009.

CARRERAS, H. A. et al. Assessment of the relationship between total suspended particles and the response of two biological indicators transplanted to an urban area in central Argentina. **Atmospheric Environment**, v. 43, p. 2944-2949, 2009.

CASTRO, H. A. et al. Efeitos da poluição do ar na função respiratória de escolares, Rio de Janeiro, RJ. **Revista de Saúde Pública**, v. 43, n. 1, p. 26-34, 2009.

CENTRO INTEGRADO DE INFORMAÇÕES METEOROLÓGICAS. **Resenha Agrometeorológica**. Disponível em: <<http://www.ciiagro.sp.gov.br/ciiagroonline/>>. Acesso em: 19 jun 2012.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade do ar: Padrões e índices.** Disponível em: <[http://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/Ar/ar\\_indice\\_padroes.asp](http://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/Ar/ar_indice_padroes.asp)>. Acesso em: 23 ago 2010.

\_\_\_\_\_. **Ar: Emissão veicular.** Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Ar/emissoes/introducao.asp>>. Acesso em: 21 ago 2011.

\_\_\_\_\_. **Relatório de qualidade do ar no estado de São Paulo em 2011.** São Paulo: CETESB, 2012a. 290 p.

\_\_\_\_\_. **Qualidade do ar: Dados horários.** Disponível em: <[http://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/Ar/ar\\_dados\\_horarios.asp](http://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/Ar/ar_dados_horarios.asp)>. Acesso em: 10 abr 2012b.

\_\_\_\_\_. **Câmaras ambientais.** Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/institucional/tecnologia-ambiental/86->>. Acesso em: 21 jun 2012c.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 18**, de 6 de maio de 1986. Dispõe sobre a criação do Programa de Controle de Poluição do Ar por veículos Automotores – PROCONVE. Diário Oficial da União, Brasília, seção 1, p. 8792-8795, 1986. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res1886.html>>. Acesso em: 23 ago 2012.

\_\_\_\_\_. **Resolução nº 03**, de 28 de junho de 1990. Estabelece padrões primários e secundários de qualidade do ar e critérios de classificação de episódios críticos de poluição do ar. Diário Oficial da União, Brasília, seção 1, p. 15.937-15.939, 1990.

\_\_\_\_\_. **Resolução nº 297**, de 26 de fevereiro de 2002. Estabelece os limites para emissões de gases poluentes por ciclomotores, motocicletas e veículos similares novos. Diário Oficial da União, n. 51, seção 1, p. 86-88, 2002. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA\\_RES\\_CONS\\_2002\\_297.pdf](http://www.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA_RES_CONS_2002_297.pdf)>. Acesso em: 23 ago 2012.

CONTI, M. E. Biological Monitoring: Theory and Applications. **Bioindicators and Biomarkers for Environmental Quality and Human Exposure Assessment.** 2008. WIT Press, 227 p.

CRAIG, L. et al. Air Pollution and Public Health: A Guidance Document for Risk Managers. **Journal of Toxicology and Environmental Health**, v. 71, p. 588–698, 2008.

CRISPIM, B. A. et al. Biomonitoring the genotoxic effects of pollutants on *Tradescantia pallida* (Rose) D.R. Hunt in Dourados, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 19, n.3, p. 718-723, 2012.

CUNHA, M. R. et al. Sintomas asmáticos em escolares de 8 a 13 anos. **Revista Saúde.com**, v. 2, n.1, p. 12-20, 2006.

CUTTER, E. G. **Anatomia vegetal**: parte I: células e tecidos. 2 ed. São Paulo: Roca, 1986. 304 p.

DALLAROSA, J. B. **Estudo da formação e dispersão de ozônio troposférico em áreas de atividade de processamento de carvão aplicando modelos numéricos**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2005.

DE TEMMERMAN, L. et al. Biomonitoring of air pollutants with plants – considerations for the future. In: Klumpp, A.; Wolfgang, A.; Klumpp, G. **Urban Air Pollution, Bioindication and Environmental Awareness**. 2004, p. 337-374.

DEPARTAMENTO DE INFORMÁTICA DO SISTEMA ÚNICO DE SAÚDE. **Informações de Saúde: Epidemiológicas e Morbidade**. Disponível em: <<http://www2.datasus.gov.br/DATASUS/index.php?area=0203>>. Acesso em: 20 jul 2012.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE TRÂNSITO. **Fluxo de veículos - Estatísticas**. Disponível em: <<http://www.denatran.gov.br/frota.htm>>. Acesso em: 02 mai 2012.

DHARA, V. R. et al. Personal exposure and long-term health effects in survivors of the Union Carbide disaster at Bhopal. **Environmental Health Perspectives**, v. 110, p. 488-500, 2002.

DIJAK, M.; ORMROD, D. P. Some physiological and anatomical characteristics associated with differential ozone sensitivity among pea cultivars. **Environmental and Experimental Botany**, v. 22, p. 395-402, 1982.

DOMINGOS, M.; KLUMPP, A.; KLUMPP, G. Air pollution impact on the Atlantic Forest in the Cubatão region, SP, Brazil. **Ciência e Cultura**, v. 50, p. 230-236, 1998.

ELLENBERG, H (ed.). Bioindicators and biological monitoring. In **Biological monitoring: signals from the environment**. Vieweg, Eschborn, 1991. Disponível em: <<http://www.nzdl.org/gsdllmod?e=d-00000-00---off-0env1--00-0---0-10-0---0---0direct-10---4-----0-11--11-en-50---20-help---00-0-1-00-0-0-11-1-0utfZz-8-10-0-0-11-10-0utfZz-8-00&cl=CL1.1&d=HASH76bee393577eaa81eb621c.8&gt=1>>. Acesso em: 15 mai 2012.

- FONSECA, M. F. et al. Can the biomonitor *Tillandsia usneoides* be used to estimate occupational and environmental Mercury levels in the air? **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, Curitiba, v. 2, n. 2, p. 129-137, 2007.
- FREITAS, C. M. Problemas ambientais, saúde coletiva e ciências sociais. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 8, n. 1, p. 137-150, 2003.
- FREITAS, C. M.; PORTO, M. F. **Saúde, Ambiente e Sustentabilidade**. Rio de Janeiro: Editora Fiocruz, 2006. 124 p.
- FUENTES, J. D. et al. Biogenic Hydrocarbons in the Atmospheric Boundary Layer: A Review. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 81, p. 1537-1575, 2000.
- GARCIA, G.; ALLEN, A. G.; CARDOSO, A. A. Development of a sensitive passive sampler using indigotrisulfonate for the determination of tropospheric ozone. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 12, p. 1325-29, 2010.
- GIANNOPOLITIS, C. N.; RIES, S. K. Superoxide dismutase. I. Occurrence in higher plants. **Plant Physiology**, v. 59, p. 309-314, 1977.
- GLOBAL INITIATIVE FOR ASTHMA. **Global Strategy for Asthma Management and Prevention**. NIH Publication, 02-3659. 1995. Update 2004.
- GOMES, L. Fatores de risco e medidas profiláticas nas pneumonias adquiridas na comunidade. **Jornal de Pneumologia**, v. 27, n. 2, 2001.
- GÓRECKI, T.; NAMIESNIK, J. Passive sampling. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 21, n. 4, p. 276-291, 2002.
- GUÉGUEN, F.; STILLE, P.; GEAGE, M. L.; BOUTIN, R. Atmospheric pollution in an urban environment by tree bark biomonitoring – Part I: Trace element analysis. **Chemosphere**, v. 86, p. 1013-1019, 2012.
- GUIMARÃES, E. T. et al. Detection of the genotoxicity of air pollutants in and around the city of São Paulo (Brazil) with the *Tradescantia*-micronucleus (Trad-MCN) assay. **Environmental and Experimental Botany**, v. 44, p. 1-8, 2000.

HARRISON, R. M.; CHIRGAWI, M. B. The assessment of air and soil as contributors of some trace metals to vegetable plants. I. Use of a filtered air growth cabinet. **Science of the Total Environment**, v. 83, p. 47-62, 1989.

HECK, W. W. The use of plants as indicators of air pollution. **Air, Soil and Water Pollution**, v. 10, p. 99-110, 1966.

HENDRY, A. F.; PRICE, A. H. Stress indicators: chlorophylls and carotenoids. In: HENDRY, G. A. F.; GRIME, J. P. **Methods in Comparative Plant Ecology**. London: Chapman & Hall, p. 148-152, 1993.

HOAGLAND, D.R.; ARNON, D. I. **The water culture method for growing plants without soils**. Berkeley: California Agricultural Experimental Station, 1950. 347 p.

HWANG, H. J.; YOON, S. J.; AHN, K. H. Experimental investigation of submicron and ultrafine soot particles by tree leaves. **Atmospheric Environmet**, v. 45, n. 38, p. 6987-94, 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo 2010**. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia\\_visualiza.php?id\\_noticia=1766](http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=1766)>. Acesso em: 5 mai 2011.

\_\_\_\_\_. **Cidades**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>>. Acesso em: 5 jun 2012.

INTERNATIONAL FUEL QUALITY CENTER. Disponível em: <<http://www.ifqc.org/>>. Acesso em 26 set 2012.

INTERNATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT. Disponível em: <[www.iied.org](http://www.iied.org)>. Acesso em: 5 ago 2010.

JASINSKI, R.; PEREIRA, L. A.; BRAGA, A. L. F. Air pollution and pediatric hospital admissions due to respiratory diseases in Cubatão, São Paulo State, Brazil, from 1997 to 2004. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 27, n. 11, p. 2242-2252, 2011.

KLUMPP, A. et al. Effects of complex air pollution on tree species of the Atlantic Rain Forest near Cubatão, Brazil. **Chemosphere**, v. 36, p. 989-994, 1998.

\_\_\_\_\_. Um novo conceito de monitoramento e comunicação ambiental: a rede européia para a avaliação da qualidade do ar usando plantas bioindicadoras (EuroBionet). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, n. 4, p. 511-518, 2001. Suplemento.

\_\_\_\_\_. *Tradescantia* micronucleus test indicates genotoxic potential of traffic emissions in European cities. **Environmental Pollution**, v. 139, p. 515-522, 2006.

KLUMPP, G. et al. Response of stress indicators and growth parameters of *Tibouchina pulchra* Cogn. exposed to air and soil pollution near the industrial complex of Cubatao, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 246, p. 79-91, 2000.

KREWSKI, D.; RAINHAM, D. Ambient Air Pollution and Population Health: Overview. **Journal of Toxicology and Environmental Health**, v. 70, p. 275-283, 2007.

LALONDE, M. **A new perspective on the health of Canadians: a working document**. Ottawa: Minister of National Health and Welfare, 1974. 77 p. Disponível em: <[http://www.hc-sc.gc.ca/hcs-sss/alt\\_formats/hpb-dgps/pdf/pubs/1974-lalonde/lalonde-eng.pdf](http://www.hc-sc.gc.ca/hcs-sss/alt_formats/hpb-dgps/pdf/pubs/1974-lalonde/lalonde-eng.pdf)>. Acesso em: 15 ago 2012.

LANDRIGAN, P. J. The worldwide problem of lead in petrol. **Bulletin of World Health Organization**. 2002.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: Rima, 2006. 531 p.

LEUNG, D. Atopic dermatitis: the skin as a window into the pathogenesis of chronic allergic diseases. **Journal Allergy Clinical Immunology**, v. 96, p. 302-319, 1995.

LIMA, J. S. Bioindicação, biomonitoramento: Aspectos bioquímicos e morfológicos. In: MAIA, N. B. et al. (Org.). **Indicadores ambientais: Conceitos e aplicações**. São Paulo: EDUC, 2001. p. 95-116.

LIMA, J. F.; FERNÁNDEZ, 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, p. 275-78, 2000.

LIMA, E. S.; SOUZA, S. R.; DOMINGOS, M. Sensitivity of *Tradescantia pallida* (Rose) Hunt. 'Purpurea' Boom to genotoxicity induced by ozone. **Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 675, p. 41-45, 2009.

LIRA, O. F. C. et al. **Projeto Piloto de Biomonitoramento com *Tradescantia pallida* em municípios com Alto Risco Ambiental**. Cuiabá: Secretaria do Estado de Saúde de Mato Grosso. 2008, 33 p.

MA, T. H. *Tradescantia* micronucleus bioassay and pollen tube chromatic aberration test for in situ monitoring and mutagens screening. **Environmental Health Perspectives**, v. 37, p. 85-90, 1981.

MAIOLI, O. L. G. et al. Parâmetros bioquímicos foliares das espécies *Licania tomentosa* (Benth.) e *Bauhinia forficata* (Link.) para avaliação da qualidade do ar. **Química Nova**, v. 31, n 8, p. 1925-1932, 2008.

MAHER, B. A.; MOOREB, C.; MATZA, J. Spatial variation in vehicle-derived metal pollution identified by magnetic and elemental analysis of roadside tree leaves. **Atmospheric Environment**, v. 42, p. 364-373, 2008.

MANNING, W. J.; FEDER, W. A. **Biomonitoring air pollutants with plants**. London: Applied Science Publishers Ltd., 1980. 135 p.

MARANHO, L. T. et al. Efeitos da poluição por petróleo na estrutura da folha de *Podocarpus lambertii* Klotzsc ex Endl., Podocarpaceae. **Acta Botanica Brasílica**, v. 20, n. 3, p. 615-624, 2006.

MARCILIO, I.; GOUVEIA, N. Quantifying the impact of air pollution on the urban population of Brazil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 23, n. 4, p. 29-36, 2007. Suplemento.

MARIANI, R. L. et al. Association between micronuclei frequency in pollen mother cells of *Tradescantia* and mortality due to cancer and cardiovascular diseases: A preliminary study in São José dos Campos, Brazil. **Environmental Pollution**, v. 157, p. 1767-1770, 2009.

MARTINEZ, C. A.; SORIANI, H. H.; FAVARETTO, V. F. Mecanismos de Defesa das Plantas a Estresse. In: PRADO, R. M.; CECÍLIO FILHO, A. B.; CORREIA, M. A. R; PUGA, A. P. (org). **Nutrição de Plantas**. 1ª ed. Jaboticabal, SP: UNESP, 2010. v. 1, p. 63-90.

MARTINS, L. C. et al. Poluição atmosférica e atendimentos por pneumonia e gripe em São Paulo, Brasil. **Revista de Saúde Pública**, v. 36, n. 1, 2002.

MATO GROSSO. Secretaria de Estado de Saúde. **Saúde do Estado emite alerta sobre a Qualidade do Ar e cuidados**. Disponível em: <<http://www.saude.mt.gov.br/portal/manchetes/manchete.php?id=3736>>. Acesso em: 25 set 2012.

MAXWEEL, K.; JOHNSON, G. Chlorophyll fluorescence: a practical guide. *Journal Experimental Botany*, Almsford, v.51, p.659-668, 2000.

MELETIOU-CHRISTOU, M. S. et al. Plant biomonitoring: impact of urban environment on seasonal dynamics of storage substances and chlorophylls of oleander. **Global NEST Journal**, v 13, n 4, p. 395-404, 2011.

MISSOURI BOTANICAL GARDEN. **Vascular tropicos nomenclatural database**. Disponível em: <<http://mobot.mobot.org/W3T/Search/vast.html>>. Acesso em: 30 set 2010.

MONACI, F. et al. Biomonitoring of airborne metals in urban environments: new tracers of vehicle emissions, in place of lead. **Environmental Pollution**, v. 107, p. 321-327, 2000.

MORAES, R. M. et al. Photosynthetic responses of tropical trees to short-term exposure to ozone. **Photosynthetica**, v. 42, n. 2, p. 291-293, 2004. Brief Communication.

MORAES, R. M.; DELITTI, W. B. C.; MORAES, J. A. P. V. Respostas de indivíduos jovens de *Tibouchina pulchra* Cogn. à poluição aérea de Cubatão, SP: fotossíntese líquida, crescimento e química foliar. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, p. 443-449, 2000.

\_\_\_\_\_. Tropical fruit trees as bioindicators of industrial air pollution in southeast Brazil. **Environment International**, v. 28, p. 367-374, 2002.

\_\_\_\_\_. Gas exchange, growth, and chemical parameters in a native Atlantic forest tree species in polluted areas of Cubatão, Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 54, p. 339-345, 2003.

MOURA, M. et al. Qualidade do ar e transtornos respiratórios agudos em crianças. **Revista de Saúde Pública**, v. 42, n. 3, p. 503-11, 2008.

MULGREW, A.; WILLIAMS, P. **Biomonitoring of Air Quality Using Plants**. WHO Collaborating Centre for Air Quality Management and Air Pollution Control. Air Hygiene Report No. 10. Berlin. Disponível em: <<http://www.umweltbundesamt.de/whocc/AHR10/content2.htm>>. Acesso em: 20 nov 2011.

OLIVA, M. A.; FIGUEIREDO, J. G. Gramíneas bioindicadoras da presença de flúor em regiões tropicais. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, n. 2, p. 389-397, 2005.

OLMO, N. R. S. et al. A review of low-level air pollution and adverse effects on human health: implications for epidemiological studies and public policy. **Clinics**, v. 66, n. 4, p. 681-690, 2011.

OPTI-SCIENCES. **CCM-200 - Chlorophyll Content Meter**. Operation Manual. Hudson: Opti-Sciences, 2003. 33 p.

ORGANIZAÇÃO PAN-AMERICANA DE SAÚDE. Divisão de Saúde e Ambiente. Programa de Qualidade Ambiental. **Atenção Primária Ambiental**. Whashington, DC., 1999. 62 p.

\_\_\_\_\_. Declaração de Alma-Ata. Conferência Internacional sobre Cuidados Primários de Saúde. Alma-Ata, 1978. Disponível em: <<http://www.opas.org.br/coletiva/uploadArq/Alma-Ata.pdf>>. Acesso em: 15 ago 2012.

PAO, H. T.; TSAI, C. H. Multivariate Granger causality between CO<sub>2</sub> emissions, energy consumption, FDI and GDP: evidence from a panel of BRIC (Brazil, Russian Federation, India, and China) countries. **Energy**, v. 36, n. 1, p. 685-693, 2011.

PHILIPPI JR., A.; MALHEIROS, T. F. Controle da qualidade do ar. In: PHILIPPI JR., A. (ed). **Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável**. Barueri, SP: Manole, 2005a. p. 439-484.

\_\_\_\_\_. Saneamento e saúde pública: integrando homem e ambiente. In: A. PHILIPPI JR. (ed). **Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável**. Barueri, SP: Manole, 2005b. p. 3-31.

PORTO, M. F. S. Saúde, ambiente e desenvolvimento: reflexões sobre a experiência da COPASAD – Conferência Pan-Americana de Saúde e Ambiente no Contexto do Desenvolvimento Sustentável. **Ciência e saúde coletiva**, v. 3, n.2, p. 33-46, 1998.

PRÜSS-ÜSTÜN, A; CORVALÁN, C. **Preventing disease through health environments - Towards an estimate of the environmental burden of disease**. Geneva: World Health Organization, 2006.

RAVEN, P. H.; BERG, L. R.; JOHNSON, G. B. **Environment**. Fort Worth, Saunders College Publishing, 1998.

RENNENBERG, H., HERSCHBACH, C.; POLLE, A. Consequences of air pollution on shoot-root interactions. **Journal of Plant Physiology**, v. 148, p. 296-301, 1996.

RIBEIRO, H. Saúde Pública e Meio Ambiente: evolução do conhecimento e da prática, alguns aspectos éticos. **Saúde e Sociedade**, v. 13, n. 1, p. 70-80, 2004.

\_\_\_\_\_. Sugar cane burning in Brazil: respiratory health effects. **Revista de Saúde Pública**, v. 42, p. 1-6, 2008.

RIBEIRO, W. C. O Brasil e a Rio+10. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 15, p. 37-44, 2002.

RODRIGUES, G. S. et al. *Tradescantia* Bioassays as Monitoring Systems for Environmental Mutagenesis: a review. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 16, n. 4, p. 325-359, 1997.

ROSA, A. M. et al. Análise das internações por doenças respiratórias em Tangará da Serra – Amazônia Brasileira. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, v. 34, p. 575-582, 2008.

ROSEIRO, M. N. V.; TAKAYANAGUI, A. M. M. Morbidade por problemas respiratórios em Ribeirão Preto (SP) de 1995 a 2001, segundo indicadores ambientais, sociais e econômicos. **Revista Paulista de Pediatria**, v. 24, p. 163-70, 2006.

ROUQUAYROL, M. Z.; ALMEIDA FILHO, N. **Epidemiologia e saúde**. 6 ed. Rio de Janeiro: MEDSI, 2003. 728 p.

SAMARA, C.; VOUTSA, D. Size distribution of airborne particulate matter and associated heavy metals in the roadside environment. **Chemosphere**, v. 59, p. 1197-1206, 2005.

SAMET, J. M. Traffic, Air Pollution and Health. **Inhalation Toxicology**, v. 19, p. 1021-1027, 2007.

\_\_\_\_\_. Air Pollution Risk Estimates: Determinants of Heterogeneity. **Journal of Toxicology and Environmental Health**, v. 71, p. 578-582, 2008.

SÃO PAULO (Estado). **Lei nº 997, de 31 de maio de 1976**. Define poluição do meio ambiente, regulamenta as ações de controle ambiental, os padrões, as licenças para novas indústrias e para aquelas já instaladas, as sanções para as ações corretivas. Disponível em: <[http://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamentoo/.../leis/1976\\_Lei\\_Est\\_997.pdf](http://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamentoo/.../leis/1976_Lei_Est_997.pdf)>. Acesso em: 25 set 2009. (a)

\_\_\_\_\_. **Decreto nº 8.468, de 08 de setembro de 1976.** Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a Prevenção e o Controle da Poluição do Meio Ambiente. Disponível em: <[http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/agua.../Decreto\\_Estadual\\_8468\\_76.pdf](http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/agua.../Decreto_Estadual_8468_76.pdf)>. Acesso em: 25 set 2009. (b)

\_\_\_\_\_. **Decreto nº 47.700, de 11 de março de 2003.** Regulamenta a Lei nº 11.241, de 19 de setembro de 2002, que dispõe sobre a eliminação gradativa da queima da palha da cana-de-açúcar. Disponível em: <[http://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/Sigam2/Repositorio/24/Documentos/Decreto%20Estadal\\_47700\\_2003.pdf](http://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/Sigam2/Repositorio/24/Documentos/Decreto%20Estadal_47700_2003.pdf)>. Acesso em: 25 ago 2010.

\_\_\_\_\_. **Lei Estadual nº 9.034, de 27 de dezembro de 1994.** Dispõe sobre o Plano Estadual de Recursos Hídricos – PERH, a ser implantado no período de 1994 e 1995, em conformidade com a Lei nº 7.663, de 30 de dezembro de 1991, que instituiu normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos. Disponível em: <[http://www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/basecon/lrh2000/LE/Leis/05\\_LEI\\_n\\_9034\\_de\\_27\\_de\\_dezembro\\_de\\_1994.htm](http://www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/basecon/lrh2000/LE/Leis/05_LEI_n_9034_de_27_de_dezembro_de_1994.htm)>. Acesso em 20 jun 2012.

\_\_\_\_\_. Lei nº 11.241, de 19 de setembro de 2002. Dispõe sobre a eliminação gradativa da queima da palha da cana-de-açúcar e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Poder Executivo**, São Paulo, 2002.

\_\_\_\_\_. Secretaria do Meio Ambiente. **Eliminação Gradativa da Queima da Palha da Cana-de-Açúcar.** Disponível em: <<http://www.sigam.ambiente.sp.gov.br>>. Acesso em: 5 jun 2009.

\_\_\_\_\_. Secretaria do Meio Ambiente. Resolução nº 38, de 16 de maio de 2008. Dispõe sobre os procedimentos relativos à suspensão da queima da palha de cana-de-açúcar ditados pela Lei Estadual nº 11.241/02 e Decreto Estadual nº 47.700/03. **Diário Oficial do Poder Executivo**, São Paulo, v. 118, n. 91, 2008.

SAIKI, M.; ALVES, E. R.; SUMITA, N. M.; SALDIVA, P. H. N. INAA applied to *Tradescantia pallida* plant study for environmental pollution monitoring. **Czechoslovak Journal of Physics**, v. 53, p. 189-193, 2003. Supl. A.

SARTOR, F. et al. Temperature, ambient ozone levels and mortality during summer 1994, in Belgium. **Environmental Research**, v. 70, n. 2, p. 105-113, 1995.

SAVÓIA, E. J. L. **Potencial de *Tradescantia pallida* cv. *purpurea* para biomonitoramento da poluição aérea de Santo André – São Paulo, por meio do bioensaio Trad-MCN e do acúmulo foliar de elementos tóxicos.** 2007. 118 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

SAVÓIA, E. J. L. et al. Biomonitoring genotoxic risks under the urban weather conditions and polluted atmosphere in Santo André, SP, Brazil, through Trad-MCN bioassay. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 72, p. 255-260, 2009.

SCHÖNBECK, H. Eine Methode zur Erfassung der biologischen Wirkung von Luftverunreinigungen durch transplantierte Flechten. *Staub, Reinhaltung der Luft* 29, 14–18, 1969. **U.S. Forest Service**. Disponível em: <<http://www.fs.fed.us>>. Acesso em: 22 mai 2012.

SCLIAR, M. História do Conceito de Saúde. Rio de Janeiro: **PHYSIS Rev. Saúde Coletiva**, v. 17, n. 1, p. 29-41, 2007.

SILVA, L. C. et al. Flúor em chuva simulada: sintomatologia e efeitos sobre a estrutura foliar e o crescimento de plantas arbóreas. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 4, p. 385-393, 2000.

SOARES, A. M. S.; MACHADO, O. L. T. Defesa de plantas: Sinalização química e espécies reativas de oxigênio. **Revista Trópica – Ciências Agrárias e Biológicas**, v. 1, n. 1, p. 9, 2007.

SONG, F.; GAO, Y. Size distributions of trace elements associated with ambient particular matter in the affinity of a major highway in the New Jersey-New York metropolitan area. **Atmospheric Environment**, v. 45, p. 6714-6723, 2011.

STREIT, N. M. et al. As clorofilas: Revisão Bibliográfica. **Ciência Rural**, v.35, n.3, p.748-755, 2005.

SUMITA, N. M. et al. *Tradescantia pallida* cv. *purpurea* Boom in the characterization of air pollution by accumulation of trace elements. **Journal of Air and Waste Management Association**, v. 53, p. 574-579, 2003.

SZABO, A. V. et al. Acúmulo foliar de enxofre e suas relações com alterações no crescimento de plantas jovens de *Tibouchina pulchra* Cogn. (Melastomataceae) expostas nas proximidades do polo industrial de Cubatão, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 26, n. 3, p. 379-390, 2003.

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. 427-428, p. 347-354, 2012.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Plant Physiology** (Online). 5th ed. 2010. Disponível em: <<http://5e.plantphys.net/categories.php?t=t>>. Acesso em: 08 ago 2012.

TAKAYANAGUI, A. M. M. **Trabalhadores de saúde e meio ambiente: ação educativa do enfermeiro na conscientização para gerenciamento de resíduos sólidos**. 1993. 192 f. Tese (Doutorado em Enfermagem) – Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 1993.

UNITED NATIONS ECONOMIC COMMISSION FOR EUROPE. **ICP Vegetation**. Disponível em: <<http://www.unece.org/env/lrtap/workinggroups/wge/vegetation.html>>. Acesso em: 06 ago 2012.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. **Kyoto Protocol**. Disponível em: <[http://unfccc.int/kyoto\\_protocol/items/2830.php](http://unfccc.int/kyoto_protocol/items/2830.php)>. Acesso em: 30 set 2011.

US FOREST SERVICE. Department of Agriculture. **Air Quality Biomonitoring Program on National Forests of Northwest Oregon and Southwest Washington**. Disponível em: <<http://www.fs.fed.us/r6/aq/lichen/>>. Acesso em: 02 fev 2012.

VILLARDI, J. W. R. Vigilância em saúde ambiental de populações expostas à poluição atmosférica no Brasil – um modelo em construção. **Cadernos de Saúde Coletiva**, v. 19, n.4, p. 467-472, 2011.

WANDALSEN, G. F. et al. Risk factors for atopic eczema in school children. **Revista Brasileira de Saúde Materno Infantil**, v. 5, n. 1, p. 19-25, 2005.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Air quality guidelines - global update 2005**. Geneva: WHO, 2006.

\_\_\_\_\_. **Global surveillance, prevention and control of chronic respiratory diseases – a comprehensive approach, 2007**. Disponível em: <[http://www.who.int/quantifying\\_ehimpacts/publications/preventingdisease.pdf](http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/preventingdisease.pdf)>. Acesso em: 20 abr 2010.

\_\_\_\_\_. **Air quality and health. Fact sheet N°313**. Updated September 2011. Disponível em: <<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en/>>. Acesso em: 15 jan 2012.

\_\_\_\_\_. **Health topics: Environmental health**. Disponível em: <[http://www.who.int/topics/environmental\\_health/en/index.html](http://www.who.int/topics/environmental_health/en/index.html)>. Acesso em: 15 ago 2012.

ZEIGER, E. The Effect of Air Pollution on Plants. In: L. TAIZ; E. ZEIGER. **Plant Physiology** (Online). 5th ed., c. 26, Essay 26.1, 2006.