



UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias

Biomonitoreo de metales pesados en hojas y frutos de guayabo (*Psidium guajava* L.) y de guamúchil (*Pithecellobium dulce* (Roxb.) Benth.) en el Área Metropolitana de Guadalajara

Tesis

que para obtener el grado de

Maestro en Ciencias en Biosistemática y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas

Presenta

Paulina Beatriz Gutiérrez Martínez

DIRECTOR

Dra. Blanca Catalina Ramírez Hernández

Zapopan, Jalisco

Julio de 2015



UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias

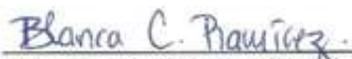
Biomonitoreo de metales pesados en hojas y frutos de guayaba (*Psidium guajava* L.) y de guamúchil (*Pithecellobium dulce* (Roxb.) (Benth.) en el Área Metropolitana de Guadalajara

Por

Biol. Paulina Beatriz Gutiérrez Martínez

Maestría en Ciencias en Biosistemática y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas

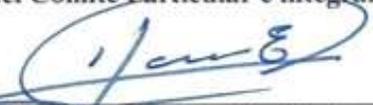
Aprobado por:


Dra. Blanca Catalina Ramírez Hernández
Director de Tesis e integrante del jurado

12 junio 2015
Fecha


Dra. Patricia Zarazúa Villaseñor
Asesor del Comité Particular e integrante del jurado

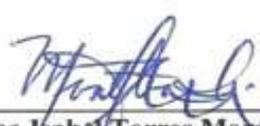
12/ Junio/2015
Fecha


M. C. Javier E. García de Alba Verduzco
Asesor del Comité Particular e integrante del jurado

12-jun-2015
Fecha


M. C. José Pablo Torres Morán
Asesor del Comité Particular e integrante del jurado

12-jun-2015
Fecha


Dra. Martha Isabel Torres Morán
Sinodal e integrante del jurado

12 jun 2015
Fecha

DEDICATORIA

En especial a mi hija Camila Isabel, que siempre ha sido y será mi luz y mi mayor impulso para superarme cada día.

A mi compañero de vida Mario, que gracias a su apoyo y comprensión pude lograr cumplir esta meta.

A mis padres Sandra y Antonio y a mis hermanos Fabiola y Osvaldo, que a pesar de todas las dificultades y obstáculos que se me han presentado, siempre me han apoyado a lo largo de toda mi vida y que nunca han dejado de creer en mí.

A mi chabelita que en paz descansa...

“En dos palabras puedo resumir cuanto he aprendido acerca de la vida: Sigue adelante”

Robert Frost

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la asignación de beca 295443/364020.

En especial a la Dra. Blanca Catalina Ramírez Hernández, que más que ser mi guía a lo largo de mi carrera, ha sido una gran amiga y que además me ha proporcionado todo su apoyo, con el cual he podido crecer profesional y personalmente y que sin ella nada de esto hubiera sido posible.

A mis asesores y sinodales, la Dra. Patricia Zarazúa Villaseñor, al M. C. Javier García de Alba Verduzco, al M. C. José Pablo Torres Morán y a la Dra. Martha Isabel Torres Morán por su disponibilidad, tiempo y amistad otorgados para la realización de esta tesis.

A mi familia que han sido parte fundamental de mi vida y que además siempre han estado conmigo en las buenas y en las malas.

A la Lic. en Nutrición, Cristina Medina Lara por sus aportaciones en la búsqueda de información de las tasas de ingesta de metales pesados en frutos.

A mis compañeros y amigos del posgrado, en especial a Mariel Torres Ortíz, por todo el apoyo otorgado en el transcurso de estos dos años.

Quiero agradecer también a mis profesores de posgrado, por sus enseñanzas académicas a lo largo de estos dos años.

Finalmente y no menos importantes a mis padres, por enseñarme a valerme por mí misma, por ser mis guías de vida, por enseñarme que pase lo que pase no debo de rendirme y sé que al final siempre estarán conmigo.

ÍNDICE

Índice de figuras	II
Índice de tablas	III
Índice de gráficas	V
Abreviaturas	VI
Resumen	1
Abstract	2
1. INTRODUCCIÓN	3
2. ANTECEDENTES.....	5
2.1. Contaminación atmosférica por metales pesados.....	5
2.2. Contaminación atmosférica en el Área Metropolitana de Guadalajara	5
2.3. Absorción de metales pesados en las plantas	6
2.3.1. Absorción de metales pesados atmosféricos en plantas	8
2.3.2. Absorción de metales pesados del suelo	8
2.4. Acumulación de metales pesados en partes comestibles de las plantas	14
2.5. Efectos asociados por la ingesta de metales pesados	16
3. HIPÓTESIS	17
4. JUSTIFICACIÓN	18
5. OBJETIVOS.....	19
5.1. Objetivo general	19
5.2. Objetivos particulares	19
6. MATERIALES Y MÉTODOS.....	20
6.1. Zona de estudio	20
6.1.1. Área Metropolitana de Guadalajara	20
6.1.2. Parque Bosque los Colomos	21
6.2. Descripción de las especies seleccionadas.....	22
6.2.1. Pithecellobium dulce	22
6.2.2. Psidium guajava	24
6.3. Aplicación de las encuestas.....	26

6.4. Colecta del material vegetal y suelo	27
6.5. Preparación de las muestras	31
6.6. Determinación de metales pesados en hojas, frutos y suelo	32
6.7. Determinación de metales pesados disponibles en suelo.....	32
6.8. Análisis físicos y químicos en suelo	33
6.8.1. Análisis de pH.....	33
6.8.2. Análisis de textura.....	33
6.8.3. Análisis de materia orgánica	33
6.8.4. Determinación de la capacidad de intercambio catiónico (CIC)	33
6.9. Estimación de la evaluación de riesgos por el consumo de frutos en el Área Metropolitana de Guadalajara.....	34
6.10. Análisis estadístico	36
7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	37
7.1. Encuestas.....	37
7.2. Metales pesados en el suelo	38
7.2.1. Determinación de metales pesados totales en suelo.....	38
7.2.2. Determinación de metales pesados disponibles en suelo	38
7.3. Determinación de metales pesados en <i>Pithecellobium dulce</i> y <i>Psidium guajava</i>	40
7.3.1. Acumulación de metales pesados en hojas	40
7.3.1. Acumulación de metales pesados en frutos	50
7.4. Estimación de la evaluación de riesgos	56
8. CONCLUSIONES	64
9. RECOMENDACIONES	65
10. REFERENCIAS.....	66
11. ANEXOS	78
Anexo I. Encuestas	78
Anexo II. Análisis realizados en suelo.....	81
Anexo III. Concentraciones de los metales pesados.....	85

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa del Área Metropolitana de Guadalajara.....	20
--	----

Figura 2. Mapa del Parque Bosque los Colomos.....	21
Figura 3. <i>Pithecellobium dulce</i>	22
Figura 4. Mapa de distribución de <i>Pithecellobium dulce</i> en México	23
Figura 5. <i>Psidium guajava</i>	24
Figura 6. Mapa de distribución de <i>Psidium guajava</i> en México.....	25
Figura 7. Mapa con los puntos de muestreo de <i>Pithecellobium dulce</i> en el Área Metropolitana de Guadalajara	30
Figura 8. Mapa con los puntos de muestreo de <i>Psidium guajava</i> en el Área Metropolitana de Guadalajara	21

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Puntos de muestreo de <i>Pithecellobium dulce</i> en el Área Metropolitana de Guadalajara.....	28
Tabla 2. Puntos de muestreo de <i>Psidium guajava</i> en el Área Metropolitana de Guadalajara.....	29
Tabla 3. Puntos de muestreo de <i>Pithecellobium dulce</i> y <i>Psidium guajava</i> en el Parque Bosque los Colomos	30
Tabla 4. Porcentajes de las concentraciones de los metales pesados en las hojas de <i>Pithecellobium dulce</i> y <i>Psidium guajava</i> colectados en el Área Metropolitana de Guadalajara.....	43
Tabla 5. Porcentajes de la concentraciones de los metales pesados en hojas de <i>Pithecellobium dulce</i> y <i>Psidium guajava</i> colectados en las temporadas seca y húmeda.....	43
Tabla 6. Porcentajes de las concentraciones de los metales pesados en hojas de <i>Pithecellobium dulce</i> y <i>Psidium guajava</i>	43
Tabla 7. Parámetros y límites de toxicidad por metales pesados en especies vegetales	46
Tabla 8. Porcentajes de las concentraciones de los metales pesados en los frutos de <i>Pithecellobium dulce</i> y <i>Psidium guajava</i>	52
Tabla 9. Porcentajes de las concentraciones de los metales pesados en los frutos de <i>Pithecellobium dulce</i> y <i>Psidium guajava</i> colectados en el AMG y PBC	52

Tabla 10. Ingesta estimada de los metales pesados Cu, Fe, Zn y Pb en frutos de <i>Pithecellobium dulce</i> y <i>Psidium guajava</i> en el total de la población	57
Tabla 11. Ingesta estimada de los metales pesados Cu, Fe, Zn y Pb en frutos de <i>Pithecellobium dulce</i> y <i>Psidium guajava</i> en infantes	57
Tabla 12. Ingesta estimada de los metales pesados Cu, Fe, Zn y Pb en frutos de <i>Pithecellobium dulce</i> y <i>Psidium guajava</i> en niños	59
Tabla 13. Ingesta estimada de los metales pesados Cr, Ni y Mn en frutos de <i>Pithecellobium dulce</i> y <i>Psidium guajava</i> en el total de la población.....	60
Tabla 14. Ingesta estimada de los metales pesados Cr, Ni y Mn en frutos de <i>Pithecellobium dulce</i> y <i>Psidium guajava</i> en infantes	61
Tabla 15. Ingesta estimada de los metales pesados Cr, Ni y Mn en frutos de <i>Pithecellobium dulce</i> y <i>Psidium guajava</i> en niños	62
Tabla 16. Límites de ingesta (mg kg^{-1}) en humanos establecidos internacionalmente.....	63
Tabla 17. Concentraciones medias de los metales pesados totales en el suelo de <i>Pithecellobium dulce</i> en el AMG y el PBC colectadas en la temporada seca y húmeda.....	85
Tabla 18. Concentraciones medias de los metales pesados totales en el suelo de <i>Psidium guajava</i> en el AMG y el PBC colectadas en la temporada seca y húmeda.....	85
Tabla 19. Concentraciones medias de los metales pesados disponibles en el suelo de <i>Pithecellobium dulce</i> en el AMG y el PBC colectadas en la temporada seca y húmeda.....	86
Tabla 20. Concentraciones medias de los metales pesados disponibles en el suelo de <i>Psidium guajava</i> en el AMG y el PBC colectadas en la temporada seca y húmeda	86
Tabla 21. Concentraciones medias de los medias de los metales pesados en hojas de <i>Pithecellobium dulce</i> en el AMG y PBC colectadas en la temporada seca y húmeda	87
Tabla 22. Concentraciones medias de los medias de los metales pesados en hojas de <i>Psidium guajava</i> en el AMG y PBC colectadas en la temporada seca y húmeda	87
Tabla 23. Concentraciones medias de los metales pesados en frutos de <i>Pithecellobium dulce</i> colectados en el AMG y PBC.	88
Tabla 24. Concentraciones medias de los metales pesados en frutos de <i>Psidium guajava</i> colectados en el AMG y PBC.....	88
Tabla 25. Análisis de varianza de los metales pesados en hojas de <i>Pithecellobium dulce</i> y <i>Psidium guajava</i>	89

Tabla 26. Análisis de varianza de los metales pesados en hojas de <i>Pithecellobium dulce</i> y <i>Psidium guajava</i> colectadas en el AMG y PBC	89
Tabla 27. Análisis de varianza de los metales pesados en hojas de <i>Pithecellobium dulce</i> y <i>Psidium guajava</i> colectadas durante la temporada seca y húmeda	89
Tabla 28. Análisis de varianza de los metales pesados en frutos de <i>Pithecellobium dulce</i> y <i>Psidium guajava</i>	90
Tabla 29. Análisis de varianza de los metales pesados en frutos de <i>Pithecellobium dulce</i> y <i>Psidium guajava</i> colectados en el AMG y PBC	90

INDICE DE GRÁFICAS

Gráfica 1. Concentraciones medias de Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en el AMG y PBC ...	41
Gráfica 2. Concentraciones medias de Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en la temporada seca y húmeda	42
Gráfica 3. Concentraciones medias de Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en <i>Pithecellobium dulce</i> y <i>Psidium guajava</i>	43
Gráfica 4. Concentraciones medias de Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en los frutos colectados en el AMG y PBC	51
Gráfica 5. Concentraciones medias de Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en los frutos de <i>Pithecellobium dulce</i> y <i>Psidium guajava</i>	51
Gráfica 6. Valores medios de pH en suelos del Área Metropolitana de Guadalajara de <i>Pithecellobium dulce</i> y <i>Psidium guajava</i> durante la temporada seca y húmeda	81
Gráfica 7. Valores medios de pH en suelos del Parque Bosque los Colomos de <i>Pithecellobium dulce</i> y <i>Psidium guajava</i> durante la temporada seca y húmeda	81
Gráfica 8. Contenidos medios de materia orgánica en suelos del Área Metropolitana de Guadalajara de <i>Pithecellobium dulce</i> y <i>Psidium guajava</i> durante la temporada seca y húmeda	82
Gráfica 9. Contenido de materia orgánica en suelos en el Parque Bosque los Colomos de <i>Pithecellobium dulce</i> y <i>Psidium guajava</i> durante la temporada seca y húmeda	82
Gráfica 10. Porcentajes de arena, limo y arcilla en suelos de <i>Pithecellobium dulce</i> y <i>Psidium guajava</i> colectados durante la temporada seca y húmeda	83
Gráfica 11. Capacidad de intercambio catiónico en suelos de <i>Pithecellobium dulce</i> y <i>Psidium guajava</i> colectados durante la temporada seca y húmeda	83

ABREVIATURAS

ATSDR	Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades
CE SCF	Comité Científico de la Comisión Europea sobre la Alimentación
CI AVR	Infecciones Agudas de las Vías Respiratorias
COMA	Comité de Aspectos Médicos de la Política Alimentaria y Nutrición
CONABIO	Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad
CRN	Consejo para una Nutrición Responsable
EFSA	Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria
EPA	Agencia de Protección Ambiental
EVM	Grupo de Expertos en Vitaminas y Minerales
FAO	Organización de las Naciones Unidas Para la Alimentación y la Agricultura
FDA	Administración de Alimentos y Medicamentos
IDMTP	Ingesta Diaria Máxima Tolerable Provisional
IMSS	Instituto Mexicano del Seguro Social
INEGI	Instituto Nacional de Geografía y Estadística
ISSSTE	Instituto de Seguridad Social al Servicio de los Trabajadores del Estado
ISTP	Ingesta Semanal Tolerable Provisional
IT	Ingesta Tolerable
JECFA	Comité Conjunto de Expertos en Aditivos Alimentarios
NOM	Norma Oficial Mexicana
OIM	Organización Internacional para las Migraciones
OMS	Organización Mundial de la Salud
SEMADES	Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable
PM _{2.5}	Material Particulado menor a 2.5 micras
PM ₁₀	Material Particulado menor a 10 micras
SSJ	Secretaría de Salud Jalisco
mg kg ⁻¹	Miligramo por kilogramo (parte por millón)
µg g ⁻¹	Microgramo por gramo (parte por millón)
µg kg ⁻¹	Microgramo por kilogramo (parte por billón)
µg/m ³	Microgramos por metro cúbico

RESUMEN

La contaminación atmosférica por metales pesados se ha convertido en uno de los principales problemas en las zonas urbanas. En el Área Metropolitana de Guadalajara (AMG) las emisiones vehiculares son la principal fuente de contaminación, en esta área circulan alrededor de 1.3 millones de vehículos, los cuales emiten alrededor de 1'389,047 toneladas de contaminantes; esto contribuye al incremento de gases de tipo invernadero, con subsecuentes problemas (e.g. problemas de salud a la población). Una de las soluciones a esta problemática es el uso de especies vegetales para ayudar a mitigar la contaminación atmosférica por metales pesados, ya que estas pueden absorber y acumular altas concentraciones en sus tejidos y actuar como un sumidero de estos contaminantes. Sin embargo, no todas las especies son aptas para desarrollarse en ambientes urbanos, además de que no tienen la misma capacidad de fijación de los metales, es por ello, que el objetivo de este trabajo fue determinar las concentraciones de Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn provenientes de la contaminación atmosférica en frutos y hojas de *Pithecellobium dulce* y *Psidium guajava* en el AMG (sitio con alto grado de contaminación) y el Parque Bosque los Colomos (PBC; sitio con bajo grado de contaminación). Además de estimar los límites de ingesta de estos contaminantes en los frutos de ambas especies.

Los resultados muestran que en el AMG la contaminación atmosférica contribuye de manera significativa a la acumulación de metales pesados en hojas y frutos de *P. guajava* y *P. dulce*. Asimismo, las concentraciones más altas de metales pesados, particularmente Pb, se registraron en *P. dulce*. Por otro lado, los resultados de las estimaciones de ingesta de frutos en espacios con mayor grado de contaminación indican que pueden representar un riesgo para la población considerando una ingesta diaria y/o semanal de 100 g. Las especies estudiadas además de ser nativas pueden servir como especies bioacumuladoras fijando los contaminantes atmosféricos, debido a su tolerancia a los metales pesados.

ABSTRACT

Pollution due to heavy metals has turned in one of the principal problems of the urban zones. In the Area Metropolitana de Guadalajara (AMG) the vehicular emissions are the principal contamination source, in this area approximately 1.3 million of vehicles circulate, which generates 1'389,047 tons of pollutants; this contributes to the increase of greenhouse gases, with subsequent problems (e.g. health diseases). The use of plants species to mitigate the atmosphere contamination due to heavy metals, since these can engross and accumulate the high concentrations in their tissues and act as a sump of this pollutants. However, not all the species have the aptitude to develop in an urban environment, also not all have the same capability of fixation of the metals, for this, the aim of this work is to determine the concentrations of Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb and Zn coming from the atmospheric contamination of the fruits and leaves of *Pithecellobium dulce* and *Psidium guajava* in the AMG (place with high level of contamination) and in the Parque Bosque los Colomos (PBC; place with low level of contamination). Besides of estimating the limits of ingest of these pollutants in the fruits of both species.

The results indicate that in the AMG the atmospheric contamination contributes in a significant manner to the accumulation of heavy metals in the fruits and leaves of the *P. guajava* and *P. dulce*. Also, the higher concentrations of heavy metals, particularly Pb, were registered in *P. dulce*. The results of the ingested estimation of fruits in spaces with higher grade of contamination indicate that it could represent a risk for the population considering a daily and/or weekly ingestion of 100 g. *Pithecellobium dulce* and *Psidium guajava* besides can also consider as bio-accumulative species fixating the atmospheric contaminants, due to the tolerance to the heavy metals.

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación atmosférica se ha convertido en uno de los principales problemas en las zonas urbanas (Thawale *et al.*, 2011) experimentado una progresiva degradación de la calidad del aire (Chauhan y Johsi, 2010). El incremento de las actividades antrópicas conduce a las emisiones de varios contaminantes y de diferentes tipos de sustancias que emergen hacia la atmósfera (Kord *et al.*, 2010). El crecimiento en los países desarrollados se acompaña de nuevos procesos industriales que con sus desperdicios afectan el entorno y pueden crear grandes problemas de tipo ambiental (Hernández-Vinasco, 2011). Sin embargo, el uso de combustibles fósiles ha sido identificado como la principal fuente de contaminación atmosférica, liberando cantidades significativas de dióxido de azufre, dióxidos de nitrógeno, monóxido de carbono, plomo y partículas suspendidas (Naveed *et al.*, 2010). Entre las partículas suspendidas se encuentran elementos traza (metales pesados), estos se encuentran asociados con partículas sólidas, líquidas o gaseosas (Sawidis *et al.*, 2011) y varían en cuanto a tamaño, morfología y composición química (Koćic *et al.*, 2014). Sin embargo, la composición química y física depende de la fuente de emisión, el tiempo de persistencia en el ambiente y el clima de la región (Morales-García *et al.*, 2014).

Los metales pesados atmosféricos han sido reconocidos como un problema ambiental en muchas partes del mundo (Tomašević *et al.*, 2004) representando un peligro directo y grave para los seres vivos (Gratani y Varone, 2006), así como a los ecosistemas y generan pérdidas en el rendimiento de los cultivos (Seyyednejad y Koochak, 2011). El comportamiento de las emisiones son determinados por la infraestructura y el urbanismo, mientras que la dispersión y la transformación de los contaminantes se determinan por la meteorología y la topografía de la región (Rossini-Oliva y Fernández-Espinosa, 2007; Rucandio *et al.*, 2011). A pesar de que los contaminantes atmosféricos son generalmente un problema en las zonas urbanas, estos pueden viajar a largas distancias y contaminar lejos desde su fuente de origen (Thawale *et al.*, 2011). La contaminación atmosférica se ha estudiado con mayor intensidad en el contexto de los problemas que genera a la salud humana (Koćic *et al.*, 2014). La literatura epidemiológica a partir de 1990 revela grandes impactos en la salud pública asociados con los niveles de contaminación en las grandes ciudades (Kousa *et al.*, 2002; Sawidis *et al.*, 2011). Se ha establecido que las partículas del aire (PM₁₀ y PM_{2.5}) presentan graves repercusiones en el sistema respiratorio y

cardiovascular (Lebowitz, 1996; Dockery *et al.*, 1993; Spix *et al.*, 1993; Catillejos *et al.*, 2000; Wolterbeek, 2002), puesto que las partículas entran en la zona alveolar, donde no hay una capa protectora de moco y el tiempo de expulsión de las partículas depositadas es mucho mayor que en resto de las vías respiratorias (Saldarriaga-Noreña *et al.*, 2011). Esto compromete al sistema respiratorio y cardiovascular, provocando un aumento en las tasas de morbilidad y mortalidad en las zonas urbanas.

Del mismo modo, se ha documentado la relación entre los niveles de partículas y la aparición de efectos genotóxicos, lo que indica la posible contribución del material particulado a mutaciones y carcinogénesis (Bofetta, 2006; Carreras *et al.*, 2006; Klumpp y Ro-Poulsen, 2010). La contaminación atmosférica se ha convertido en una amenaza para la calidad de vida, sin embargo, los efectos producidos por los metales pesados atmosféricos varían en cuanto a la concentración, el tipo de contaminante, el tiempo de exposición y la sensibilidad de los receptores.

2. ANTECEDENTES

2.1. Contaminación atmosférica por metales pesados

Se define como metal pesado a aquel elemento químico que tiene una densidad mayor a 5 g/cm^3 o cuyo número atómico es superior a 20 (Reid, 2001; Gratão *et al.*, 2005; Durán-Cuevas, 2010). Sin embargo, el término de metal pesado hace referencia a la toxicidad que genera cuando supera un cierto umbral de concentración. Las emisiones de metales pesados hacia la atmósfera pueden originarse por fuentes naturales (cenizas volcánicas, sedimentos de la corteza y los ciclos biogeoquímicos) (Morales-García *et al.*, 2014) o por fuentes antrópicas como la minería, la fundición de metales, la quema de combustibles fósiles, el uso de pesticidas (Lotfinasbasl y Gunale, 2012), la producción de energía, (Sawidis *et al.*, 2011) y la incineración de desechos (Asgari y Amini, 2011). Para la mayoría de los metales pesados, los aportes antrópicos son más importantes que las fuentes naturales, dado que la modernización, la urbanización y la industrialización continúan expandiéndose en los países en desarrollo (Sun *et al.*, 2010) siendo este efecto más evidente en las zonas urbanas (Samura *et al.*, 2003; Ugulu *et al.*, 2012).

Debido a esta problemática se han realizado estudios en cuanto a la composición y concentración de las partículas emitidas a la atmósfera; como el estudio realizado por Salam *et al.*, (2008) en el cual determinaron las concentraciones atmosféricas del material particulado en la ciudad de Dhaka, Bangladesh, en donde encontraron concentraciones elevadas de PM_{10} . A pesar de las altas concentraciones del material particulado en la atmósfera el plomo es el elemento más estudiado, puesto que la exposición a través de la inhalación puede ser una vía importante en las zonas urbanas e industriales (Karrari *et al.*, 2012) teniendo efectos desfavorables en casi todos los órganos y sistemas del cuerpo. Pese a que las emisiones de plomo se han reducido drásticamente en las últimas décadas, el efecto tóxico persiste en la salud de los organismos y los ecosistemas. Esto es comprobado por Chen *et al.*, (2011) en donde evaluaron los riesgos que representa la exposición al plomo atmosférico en la salud de adultos y niños en el distrito de Baoshan, Shanghai, China. Otro estudio realizado en la Península de Corea por Mutlu y Lee (2012) en el cual investigaron las concentraciones de plomo en el total de las partículas suspendidas e identificaron los posibles riesgos cancerígenos por la inhalación de este contaminante

atmosférico. En México la mayoría de los estudios realizados se han centrado principalmente en los problemas de salud y la contaminación del aire en las principales áreas metropolitanas, tal es el caso del estudio realizado por Melgar-Paniagua *et al.*, (2013) en el cual examinaron la asociación entre el material particulado (PM_{10}) y su relación con los casos de mortalidad y morbilidad de enfermedades respiratorias, cardiopatía isquémica y enfermedades cerebro-vasculares, durante un periodo de cuatro años (2004-2008) en Tula-Tepeji, México, concluyendo que el aumento en la morbilidad y mortalidad por enfermedades respiratorias se asocia con la contaminación atmosférica. Por otro lado Morales-García *et al.*, (2014) analizaron las emisiones de algunos metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y V) atmosféricos e identificaron las principales fuentes de emisión de estos metales en la ciudad de Puebla, México. En la ciudad de México se ha encontrado que por cada $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de incremento en las PM_{10} existe un aumento del 4% en las muertes totales diarias. En el caso de las $PM_{2.5}$ y la asociación con la mortalidad infantil (menores de 1 año de edad) existe un aumento de la mortalidad total de 6.9% por cada $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (NOM-025-SSA1-1993).

2.2. Contaminación atmosférica en el Área Metropolitana de Guadalajara

El Área Metropolitana de Guadalajara (AMG) no es ajena a esta problemática ambiental, las principales fuentes de contaminación atmosférica son el transporte (74%), el suelo (21%), los servicios domésticos (4.2%) y la industria (1.1%) (Ramírez-Sánchez *et al.* 2006), provocando elevados índices de contaminación atmosférica en los últimos años (García *et al.*, 2012). En general, las emisiones vehiculares son la fuente principal de las PM_{10} y $PM_{2.5}$ en esta área metropolitana, puesto que circulan alrededor de 1.3 millones de vehículos, los cuales emiten alrededor de 1'389,047 de toneladas al año (Saldarriaga-Noreña *et al.*, 2011), siendo por mucho, mayores que las emisiones industriales (44, 675 toneladas al año). Otra fuente de contaminación son los incendios forestales, particularmente en el Bosque de la Primavera y el Cerro del Tequila, así como las quemas agrícolas y la quema de basureros (Curiel-Ballesteros *et al.*, 2006). Aunado a ello, el deterioro progresivo de las áreas verdes por los cambios en el uso de suelo ha sido un factor influyente (García *et al.*, 2012). Como consecuencia de esto, en los últimos años se han

registrado problemas de contingencia ambiental en estaciones del año en que era poco común que se presentaran, y el porcentaje de días por año en los que se rebasa la norma es cercano al 40% (SEMADES, 2008). Estas contingencias ambientales no solo se deben a las emisiones, sino también al movimiento de las partículas en esta zona; el AMG por su ubicación al centro del occidente de México, está sujeta a la influencia de masas de aire de origen continental. Estos sistemas causan gran estabilidad atmosférica, impidiendo movimientos ascendentes del aire, además, por su latitud (20° norte) recibe abundante radiación solar, esto limita la mezcla vertical del aire, lo que provoca inversiones térmicas (García *et al.*, 2013). Además, topográficamente al sureste de la ciudad hay una serie de montañas que crean una barrera física natural, lo que dificulta la dispersión de los contaminantes (Hernández-Mena *et al.*, 2010). Estas condiciones, que sumadas a la orografía, propician la elevada contaminación del aire, provocando serios problemas en las vías respiratorias, especialmente en niños menores de cinco años y adultos mayores. El material particulado por lo general es muy bajo en términos de masa, pero representa una parte sustancial de la toxicidad de las partículas suspendidas (Saldarriaga-Noreña *et al.*, 2011).

Esto fue demostrado en un estudio realizado por Ramírez-Sánchez *et al.*, (2006) en el cual describieron las correlaciones entre las concentraciones de los contaminantes atmosféricos y el número total de consultas del Instituto Mexicano del Seguro Social (IMSS), el Instituto de Seguridad Social al Servicio de los Trabajadores del Estado (ISSSTE) y de la Secretaría de Salud Jalisco (SSJ) por Infecciones Agudas de las Vías Respiratorias (CIAVR) en niños menores de cinco años durante el 2000 al 2002. Concluyendo que los efectos de los contaminantes atmosféricos inciden en la salud de la población. Además, se evidencia una fuerte correlación entre los contaminantes, teniendo efectos sinérgicos entre ellos lo cual propicia el desarrollo de infecciones agudas en las vías respiratorias. Las zonas reportadas con mayor contaminación en el AMG son la zona Centro y Miravalle (zona industrial) lo cual fue señalado por Saldarriaga-Noreña *et al.*, (2011) donde describieron el comportamiento del material particulado, sus componentes elementales y el grado de toxicidad en la población por la exposición a estos contaminantes en las zonas de estudio.

2.3. Absorción de metales pesados en las plantas

Los metales pesados emitidos directamente a la atmósfera pueden ser depositados directamente en el suelo y ser absorbidos desde este y ser transportados hacia los tejidos de la planta (Kord *et al.*, 2010) o pueden ser absorbidos directamente por los estomas o la cutícula ya sea por deposición húmeda o seca (Gjorgieva *et al.*, 2011) y quedar como un depósito en la superficie vegetal (Özcan *et al.*, 2012). Debido a esto resulta difícil distinguir entre los metales absorbidos del suelo o los metales absorbidos directamente de la atmósfera (Tomašević *et al.*, 2004). Es por ello que es importante tomar en cuenta la influencia del suelo (Markert *et al.*, 1999) sobre la acumulación de los metales pesados, así como los factores bióticos y abióticos. Esto determina la cantidad y composición de los elementos acumulados en los tejidos de las plantas, además de los posibles daños fisiológicos ocasionados por los mismos.

2.3.1 Absorción de metales pesados atmosféricos en plantas

Las plantas absorben y acumulan altas concentraciones de metales pesados atmosféricos, estos se pueden depositar tanto en sus órganos vegetativos y como en sus órganos reproductivos (Mingorance *et al.*, 2007; Yuh-Sen *et al.*, 2010). Como un estudio realizado por Gjorgieva *et al.*, (2011) en donde compararon la acumulación de metales pesados entre las hojas, raíces, tallos y flores de ortiga (*Urtica dioica*), algarrobo negro (*Robinia pseudoacacia*), diente de león (*Taraxacum officinale*) y manzanilla (*Matricaria recutita*) para evaluar la contaminación atmosférica por Pb, Cu, Cd, Mn, Ni y Zn en la ciudad de Veles, en la República de Macedonia. Por otro lado se ha estudiado la capacidad del follaje para acumular metales pesados en bosques (Morrison, 1974; Rautio y Huttunen, 2003) y zonas urbanas (Alban, 1985; Baragagli, 1998; Alfani *et al.*, 2000; Rossini Oliva y Fernández Espinoza, 2007; Asgari y Amini, 2011). Tal es el caso de un estudio realizado por Shcherbenko *et al.*, (2008) en el cual estimaron los niveles de metales pesados en acículas de pino (*Pinus sylvestris*) que se encontraban cerca de una planta industrial en la península de Kola, Rusia.

En otro estudio realizado por Kord *et al.*, (2010) determinaron los niveles de contaminación atmosférica por Pb, Cu, Cr, Ni y Zn, en acículas de pino (*Pinus eldarica*) en la ciudad de Teherán, Irán. Este trabajo se realizó con el fin de proporcionar datos de referencia de las concentraciones de estos metales para un seguimiento futuro. De igual manera Azimi *et al.*, (2004) proporcionaron un análisis sobre la deposición atmosférica de Cd, Cu, Pb, Ni y Zn en diferentes cultivos de hortalizas en el norte de Francia. Los metales pesados atmosféricos pueden ser acumulados en las plantas por deposición atmosférica, siendo la cubierta vegetal la primera superficie disponible para la mayoría de los contaminantes atmosféricos (Divan Junior *et al.*, 2009). Esto se ha identificado como la principal fuente de metales en las plantas y en suelos alrededor de las zonas urbanas e industriales (Pandey *et al.*, 2009), en bosques (Berthelsen *et al.*, 1995; Tomašević, 2004) Los contaminantes del aire son capturados y se acumulan en o sobre las hojas (De Temmerman y Hoengin, 2004). Se ha encontrado relaciones positivas entre la deposición de los contaminantes atmosféricos y las concentraciones foliares en varias especies de plantas (Tjell *et al.*, 197; Tomašević, 2004). Sin embargo, se sabe poco sobre la absorción de metales atmosféricos por las hojas (Uzu et al. 2010).

A pesar de ello se ha encontrado que las partículas más pequeñas se pueden incorporar en las hojas, mientras que las grandes quedan atrapadas sobre la cera en la superficie (Birbaum *et al.*, 2010) o pueden ser absorbidas directamente a través de los estomas (Sun *et al.*, 2010), ya que las características de la epidermis son diferentes en cada especie (Tomašević *et al.*, 2005). En un estudio realizado por Uzu *et al.*, (2010) investigaron la absorción foliar de metales pesados en lechuga (*Lactuca sativa*), mostrando que las partículas pueden ser retenidas por las ceras cuticulares, pero que algunos metales de las partículas pueden penetrar en el interior de los tejidos directamente por las hojas. En otra investigación realizada por Schreck *et al.*, (2012) estudiaron los mecanismos de absorción foliar de metales pesados atmosféricos en lechuga (*Lactuca sativa*), perejil (*Petroselinum crispum*) y una especie de pasto (*Lolium perenne*), expuestas las emisiones de una fábrica de reciclaje de plomo durante un mes, concluyendo que la entrada de los metales puede ser a través de la cutícula y los estomas, siendo estas las principales vías de absorción foliar por la deposición atmosférica.

Dado que las plantas tienden a asimilar los metales pesados, diversas especies se evalúan para determinar su utilidad como monitores biológicos (biomonitores) de la contaminación atmosférica por metales pesados (Djingova *et al.*, 1993; Markert, 1993; Bargagli *et al.*, 1995; Yuh-Sen *et al.*, 2010). El biomonitoreo implica el uso sistemático de seres vivos para la obtención de información sobre los cambios en el ambiente (Bargagli, 1998; Calzoni *et al.*, 2007). El uso de la vegetación con este fin tiene la ventaja de que existe una alta disponibilidad de los organismos y con ello realizar investigaciones a largo plazo (Kaya y Yaman, 2008; Cayir *et al.*, 2008; Ugulu *et al.*, 2012). El biomonitoreo proporciona información sobre la calidad del aire a bajo costo (Rucandio *et al.*, 2011), ya que las mediciones directas requieren una gran inversión en infraestructura y mano de obra (Smodiš y Parr, 1999), teniendo ventaja sobre los equipos instrumentales respecto a la identificación de las fuentes de emisión de contaminantes (Calasans y Malm, 1997; Wannaz *et al.*, 2012). Además de que las mediciones de la calidad del aire se realizan empleando un enfoque fisicoquímico y no se proporciona información sobre la respuesta de los organismos y los ecosistemas a los efectos sinérgicos o antagónicos de los diferentes contaminantes (Balasooriya *et al.*, 2009).

Las respuestas biológicas pueden ser consideradas más representativas porque permiten estimar los niveles de contaminantes y el impacto sobre los organismos (Calzoni *et al.*, 2007) ya que, su alta sensibilidad a la contaminación se encuentra influenciada por diversos factores bióticos y abióticos (Fuhrer *et al.*, 1997; Wuytack *et al.*, 2010). Estos organismos demuestran efectos específicos o inespecíficos en respuesta a la exposición a un determinado elemento o compuesto presente en el ambiente (Markert, 2007). Las mediciones consecutivas proporcionan información más detallada sobre la distribución espacial y temporal de los contaminantes atmosféricos (Klumpp y Ro-Poulsen, 2010), de esta manera se ofrece la posibilidad de una vigilancia retrospectiva, lo que reduce la necesidad de monitorización química continua, evitando así la dificultad de interpretar las medidas inmediatas (Smodiš y Parr, 1999). Tal es el caso del estudio realizado por Bako *et al.*, (2005) en el cual investigaron el contenido de metales pesados en hojas de cuatro especies de árboles de la sabana (*Dichrostachys cinerea*, *Securinega virosa*, *Ficus platyphylla* e *Isobertinia doka*) así como las fluctuaciones de las emisiones y

concentraciones estacionales de una Refinería y Petroquímica en el sur de Kaduna, Nigeria. En el 2010 (Yuh-Sen *et al.*) monitorearon y compararon las concentraciones de elementos metálicos en *Bidens pilosa*, las variaciones estacionales y mensuales de los metales en sitios con diferente grado de contaminación, en Taiwán. Un biomonitor proporcionará información sobre los aspectos cuantitativos de la calidad del ambiente (Markert, 2007), sin embargo, se espera que un buen biomonitor debe tener ciertas características, como acumular altos niveles de contaminantes sin fallecer, ser un organismo sésil ya que representa la contaminación local, debe ser altamente abundante y con una amplia distribución para un muestreo repetitivo y su posterior comparación, además debe ser un organismo el cual su muestreo sea fácil y económico (Rucandio *et al.*, 2011). Esta técnica se está utilizando cada vez más como una alternativa a los métodos tradicionales (Olowoyo *et al.*, 2010) y se encuentra ampliamente reportado en la literatura, como en el trabajo de

Tomašević *et al.*, (2004) en el cual evaluaron la fiabilidad de la vigilancia biológica de metales pesados (Pb, Zn, Cu, Cd, Fe, Mn, Hg, Cr y Ni) en dos especies de árboles (*Aesculus hippocastanum* y *Tilia* sp.) comúnmente encontrados en parques de la ciudad de Belgrado, Serbia. De igual manera Caggiano *et al.*, (2005) compararon las concentraciones de Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn por un periodo de tres años (1997 al 2000) en dos especies de pasto (*Lolium italicum* y *Festuca arundinacea*) como biomonitores en la zona industrial Tito Scalo, Potenza, Italia. Otro estudio realizado en esta misma ciudad por Calzoni *et al.*, (2007) determinaron la acumulación de elementos metálicos en *Rosa rugosa* en la ciudad de Faenza, concluyendo que *R. rugosa* acumula grandes cantidades de Cd, Cr, Ni, Hg y Pb. Akguk *et al.*, (2010) analizaron la acumulación de Cu, Fe, Mn y Ni en *Pyracantha coccinea*, como un posible biomonitor de la contaminación atmosférica en la provincia de Mugla, Turquía. Del mismo modo Sawidis *et al.*, (2011) realizaron un estudio en dos especies de amplia distribución (*Platanus orientalis* L., y *Pinus nigra* Arn.) en tres ciudades de Europa; Salzburgo (Austria), Belgrado (Serbia) y Tesalónica (Grecia) en el cual estimaron la tasa de contaminación atmosférica y la influencia en el patrón de distribución de los metales transportados por el aire con el fin de conocer la calidad del aire en cuanto a la presencia de elementos tóxicos en los sitios de muestreo, así como la comparación de los metales entre las tres ciudades estudiadas.

Otro estudio realizado por Rucandio *et al.*, (2011) evaluaron la viabilidad de ciertas plantas ornamentales (*Cedrus deodara*, *Cupressus sempervirens*, *Pinus pinea*, *Nerium oleander*, *Pittosporum tobira* y *Ligustrum ovalifolium*) como posibles biomonitores de la contaminación atmosférica en Madrid. En el mismo año (Asgari y Amini) evaluaron la capacidad de biomonitoreo en *Robinia pseudoacacia*, para determinar las concentraciones de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en sitios contaminados y no contaminados en la ciudad de Isfahán, Irán. De la misma forma Serbula *et al.*, (2012) analizaron los niveles de Pb, Cd, Hg, Cu y Zn, en el Distrito de Bor, Serbia. El control de los contaminantes es muy complejo ya que las fuentes y las emisiones tienen que ser identificados (Rucandio *et al.*, 2011). La vegetación que crece cerca de zonas industriales presentan una mayor concentración de metales en sus tejidos (Yuh-Sen *et al.*, 2010).

Esto es comprobado por Divan Junior *et al.*, (2009) en donde evaluaron el impacto de las emisiones generadas por una central térmica en el municipio de Candiota, Rio Grande do Sul, Brasil. Biomonitorearon las concentraciones de Cd y Hg en las hojas de algunas plantas silvestres (*Baccharis dracunculifolia*, *Baccharis Trimeria*, *Elephantopus mollis*, *Eryngium horridum*, *Paspalum notatum* y *Piptochaetium montevidense*). En la ciudad de Chihuahua, México, Alcalá *et al.*, (2009) realizaron análisis foliares determinando las concentraciones de Fe, Mn y Mg de cinco especies arbóreas con mayor representatividad urbana (*Melia azedarach*, *Fraxinus sp.*, *Cupressus arizonica*, *Morus sp.*, y *Plantanus occidentalis*) durante las temporadas de otoño, primavera y verano. Sun *et al.*, (2010) evaluaron el nivel de contaminación atmosférica de tres zonas industriales de Guangdong, China, ellos compararon las concentraciones de cada zona industrial determinando la acumulación de Cu, Cd, Pb, Zn, Cr, Ni y Co en acículas de pino (*Pinus massoniana*).

2.3.2. Absorción de metales pesados del suelo

La absorción de los metales pesados también puede ocurrir por medio del suelo, sin embargo, las características del suelo juegan un papel importante en la determinación de la actividad y el destino de los metales pesados (Vega *et al.*, 2004; Mirsa y Chaturvedi). La

absorción de metales pesados por las plantas es un proceso complejo (Adamczyk-Szabela *et al.*, 2015), que por lo general implica procesos dinámicos asociados con absorción, disminución en la concentración del metal en la solución del suelo y la liberación del metal a partir de los sólidos del suelo (Cornu *et al.*, 2007; Li *et al.*, 2015); no obstante esta absorción se encuentra influenciada por muchos factores que influyen en la movilidad y absorción de los metales para las plantas. Entre los factores más importantes destacan la especie de planta, el genotipo, la actividad microbiana en la rizosfera (Gebski 1998; Kabata-Pendias y Pendias 1999; Radanovic *et al.*, 2002; Sady y Smoleń 2004; Farragetal 2012; Nadgórska-Socha *et al.*, 2013; Adamczyk-Szabela *et al.*, 2015), así como las propiedades físicas y químicas del suelo que determinan la disponibilidad de estos iones para las plantas. Dentro de las propiedades físicas y químicas del suelo el pH, el contenido de materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico y la textura del suelo (contenido de arcilla) son los factores más influyentes en la disponibilidad y asimilación de los metales pesados en suelo para las plantas.

El pH controla las formas de los elementos en el suelo (López y López, 1990; Reyes-Guzmán, 2010), puesto que, la mayoría de los metales tienden a estar más disponibles a pH's ácidos. El contenido de materia orgánica interviene en la capacidad de solubilidad y asimilabilidad de metales por su fuerte tendencia a formar complejos organometálicos (Acosta-Álvarez, 2007). La textura del suelo interviene en la dinámica de los metales, ya que la formación de macroporos puede causar una rápida infiltración y redistribución del agua y de los solutos del suelo, modificando el pH y por consecuencia la disponibilidad de los metales (Boekhold y Van der Zee, 1992; Acosta-Álvarez, 2007). Sin embargo varios autores afirman que el pH es la factor principal que influye en la movilidad y biodisponibilidad de metales pesados a las plantas (Cheng, 2003; Domanska y Filipek 2011; Ginocchio *et al.*, 2002; Kukieretal, 2004; PiłkułaandStępień 2007; Wangetal, 2006; Adamczyk-Szabela *et al.*, 2015). No obstante, estas propiedades pueden cambiar con la variaciones ambientales, como el contenido de humedad (Cornu *et al.*, 2007; Li *et al.*, 2015) el cual afecta la tasa de descomposición de la materia orgánica y por tanto cambiar la cantidad de metales pesados disponibles para las plantas (Pascual *et al.*, 2004).

2.4. Acumulación de metales pesados en partes comestibles de las plantas

En muchas investigaciones se ha relacionado significativamente la contaminación atmosférica y los niveles de metales pesados en frutos y hortalizas (Soylak y Yilmaz, 2012) siendo la principal fuente de metales pesados dentro de las cadenas tróficas (Sergin y Kozhevnikova, 2008). Esto fue comprobado por Schuhmacher *et al.*, (1993) determinaron las concentraciones de Cr, Cu y Zn en 16 especies de hortalizas: rábano (*Raphanus sativus*), apio (*Apium graveolens*), papa (*Solanum tuberosum*), cebolla (*Allium cepa*), lechuga (*Lactuca sativa*), escarola (*Chichorium envidia*), coliflor (*Brassica oleracea*), col (*Brassica oleracea*), tomate (*Lycopersicon lycopersicum*), pimiento verde (*Anuum capsicum*), alcachofa (*Cynara scolymus*), frijol (*Phaseolus vulgaris*) y berenjena (*Solanum melongena*) en dos zonas expuestas a diferentes grados de contaminación en localidades de la provincia de Tarragona, España. Asimismo, Nuñez *et al.*, (2008) reportan las concentraciones de Al, Pb, Cd y Ni en rábano (*Raphanus sativus*), brócoli (*Brassica oleracea* var. *italica*) y calabacín (*Cucurbita pepo* var. *italica*) en la ciudad de Nuevo León, México.

Por otro lado, las hojas de las hortalizas acumulan cantidades considerables de Pb, Cr y Cd directamente del aire, Pandey *et al.*, (2009) investigaron la acumulación de metales pesados en tres especies de hortalizas en la India (espinaca (*Spinacia oleracea*), jitomate (*Lycopersicon esculentum*) y rábano (*Raphanus sativus*)), estos autores sugieren que el factor de acumulación es por deposición atmosférica (en comparación por los absorbidos directamente del suelo). Otras plantas de consumo humano como las especias y las hierbas contienen tanto metales esenciales como tóxicos en un amplio rango de concentraciones, Soylok y Yilmaz (2012) estudiaron el contenido de Cu, Co, Cr, Ni, Fe, Mn, Pb y Zn en cilantro (*Coriandrum sativum*), pimienta (*Pimienta dioica*), chile (*Capsicum annuum*), jengibre (*Zingiber officinale*), clavo (*Syzygium aromaticum*) y romero (*Rosmarinus officinalis*) comercializadas en los mercados locales en Kayseri, Turquía. Puesto que los metales pesados también son acumulados en frutos se han informado niveles peligrosos de metales contenidos en los mismos (Türkdoğan *et al.*, 2002; Maleki y Zarasvand, 2008; Mor y Ceylan, 2008; Perello *et al.*, 2008; Sharma *et al.*, 2009; Hu y Ding, 2009; Özcan *et al.*, 2012). La alta concentración de elementos traza en los tejidos de los frutos pueden tener

efectos perjudiciales para el organismo que se alimenta de ellos. Madejón *et al.*, (2006) estudiaron las concentraciones de As, Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Tl y Zn en hojas, frutos y semillas de olivo (*Olea europaea* var. *sylvestris*) y roble (*Quercus ilex* subsp. *ballota*), durante un periodo de tres años en el valle de Guadimar, España, determinaron el riesgo potencial del consumo de estos alimentos y su transmisión dentro de la cadena trófica. En el 2007, Wilson y Pyatt estudiaron la acumulación de metales pesados en las aceitunas (*Olea europaea*) en una zona antigua contaminada con metales ferrosos en la República de Chipré, determinando las concentraciones de Cd, Cu, Pb y Zn. En la ciudad de Manisia, Turquía, Bagdatlioglu *et al.*, (2010) determinaron las concentraciones de Cu, Zn, Fe, Pb y Cd en frutos de tres especies (*Fragaria ananassa*, *Prunus avium* y *Vitis vinífera*) y con ello evaluaron los riesgos potenciales en la salud humana por el consumo de los mismos. Igualmente se han llevado a cabo estudios en los que analizaron las concentraciones de cobre en diversos frutos (*Persea americana*, *Spondias spp.*, *Fragaria spp.*, *Actinidia chinensis*, *Colocarpum mammosum*, *Mangifera indica*, *Malus sylvestris* Mill, *Pirus comunis* L. y *Musa sapientum*, aunque sin mencionar las fuentes de exposición a ese elemento en (Jiménez-Vieyra *et al.*, 2011). En el 2012 (Özcan *et al.*,) estudiaron las concentraciones de B, Cr, Cu, Co, Fe, Mo, Ni, Pb y Zn en cáscara y pulpa de frutos de limón, toronja, naranja, mandarina, manzana, membrillo y pera en Konya, Turquía.

En Nigeria, Orisakwe *et al.*, (2012) estimaron las concentraciones de Pb, Cd, Ni y Hg en frutos de guayaba (*Psidium guajava*), plátano (*Musa sp.*), manzana (*Malus sp.*), naranja (*Citrus sinensis*), aguacate (*Persea americana*); estos frutos se cultivan o venden comúnmente en el Sureste de este país; ellos evaluaron el potencial de toxicidad sobre el consumo de estos frutos, además de determinar el efecto de los factores de transferencia de los metales pesados a los que la población se encuentra expuesta. Saha y Zaman (2013) evaluaron los posibles riesgos para la salud de los metales pesados por el consumo de diversos alimentos, analizaron las concentraciones de As, Cd, Pb, Mn y Cr en mango (*Mangifera sp.*), plátano (*Musa sp.*), lichi (*Litchi chinensis*), guayaba (*P. guajava*) y zarzamora (*Rubus sp.*) del mercado central (Shaheb Bazar) en la ciudad de Rajshahi, Bangladesh. Por otro lado Algalić *et al.*, (2014) examinaron las concentraciones de metales pesados en cultivos de uva (*Vitis vinífera*), en raíces, tallos, hojas y frutos con el fin de

proponer esta especie como una barrera de la contaminación atmosférica en áreas severamente contaminadas con metales pesados. Milošević *et al.*, (2014) midieron las concentraciones de Fe, Cu, Zn, Ni, Cd, Pb y Cr en frutos de diversas variedades de manzana, durazno y nectarina, así como las determinaciones en las concentraciones en las flores con el fin de predecir el estado futuro del fruto, además predecir la clorosis por falta de Fe y la concentración excesiva de metales pesados en los tejidos de la planta. De la misma forma, en el distrito de Taxco, México, Morton-Berma *et al.*, (2014) evaluaron la eficiencia de acumulación de metales pesados (Cu, Fe, Mn, Pb y Zn) en especies nativas de esta región incluyendo especies no comestibles (*Cupressus lindleyi*, *Juniperus deppeana*, *Jacaranda mimosifolia* y *P. guajava*).

2.5. Efectos asociados por la ingesta de metales pesados

Los metales pesados son clasificados en esenciales (Cu, Cr, Fe, Mn, Ni y Zn) y no esenciales y/o tóxicos (Pb); la importancia de los metales como el es que son esenciales para el metabolismo de los seres vivos, ya que son constituyentes esenciales de muchas metaloenzimas; son requeridos en pequeñas cantidades o en cantidades traza, por lo tanto, si se ingieren en altas concentraciones pueden producir efectos tóxicos (El-Rjoob *et al.*, 2008). El Pb, Cu, Zn y Ni son los metales que frecuentemente son reportados con impactos desfavorables a los organismos debido a que estos no son biodegradables, por lo que tienden a acumularse y persistir por periodos prolongados (Gjorgieva *et al.*, 2011). Dentro de los efectos adversos que puede ocasionar el Cu son dolor epigástrico, náuseas, vómitos y diarrea, cáncer de colon y puede contribuir a la neurodegeneración de la enfermedad del Alzheimer (EFSA, 2006). Los efectos adversos a la salud por el Cr dependen en gran medida de su forma química específica. Sin embargo, los síntomas de toxicidad crónica son vómitos, diarreas y hemorragia gastrointestinal ocasionando un shock cardiovascular (EVM, 2006). A pesar del papel tan importante que juega el Fe, en exceso puede causar efectos agudos y crónicos; los síntomas de una toxicidad aguda del hierro incluyen insuficiencia cardíaca, daños al sistema nervioso central, daño renal y necrosis hepatocelular con trastornos de la coagulación e insuficiencia hepática (EFSA, 2006).

El Mn es considerado uno de los menos tóxicos cuando es ingerido, sin embargo, puede causar efectos en el sistema nervioso central similares a los de la enfermedad de Parkinson (EVM, 2003), ataxia y cambios en el comportamiento (Hathcock y Griffiths, 2014). La ingesta excesiva de Ni puede provocar náuseas, vómitos, diarrea, vértigo, cansancio, dolor de cabeza, tos y dificultad para respirar (EFSA, 2006), así como trastornos visuales (EVM, 2003). Los efectos adversos agudos asociados con la ingesta excesiva de Zn incluyen efectos agudos gastrointestinales (vómitos, diarrea, calambres abdominales y dolor epigástrico) y dolores de cabeza (Oteen *et al.*, 2006).

Por otro lado, el Pb es tóxico aun en bajas concentraciones, afectando todos los órganos y sistemas (Poma, 2008), los síntomas más importantes son dolor de cabeza, irritabilidad, dolor abdominal y otros relacionados con el sistema nervioso central en intoxicaciones agudas, mientras que crónicamente con frecuencia se desarrolla torpeza, irritabilidad, falta de atención, constipación epigástrica, vómito y convulsiones, en ocasiones la muerte (Nava-Ruíz y Méndez-Armenta, 2011). Los niños son en particular sensibles, pudiendo causar encefalopatía, con la presencia de ataxia, coma y muerte. También causa problemas neuropsicológicos, hiperactividad, sordera, alteración de los nervios periféricos y conductas antisociales permanentes. Los efectos inmediatos son neurológicos, pero el envenenamiento en la infancia puede conducir más tarde a problemas renales, hipertensión arterial y dificultades en la reproducción (Poma, 2008).

3. HIPÓTESIS

Las especies que se desarrollan en ambientes altamente contaminados tienden a presentar mayor fijación de metales pesados. Asimismo, existen diferencias de acumulación de metales pesados entre las especies.

La ingesta de metales pesados por medio de los frutos comúnmente encontrados en zonas con alto grado de contaminación y/o exposición directa (Área Metropolitana de Guadalajara) puede representar un riesgo para la población que los consume.

4. JUSTIFICACIÓN

Con este estudio se podrá comenzar a definir las especies nativas que presenten una mayor tasa de acumulación de metales pesados atmosféricos en sus tejidos foliares y con ello se determinará cuál o cuáles especies reúnen las características adecuadas para ser utilizadas como especies biomonitoras para la calidad del aire en el Área Metropolitana de Guadalajara. Sin embargo, la tendencia actual de la reforestación urbana en dicho sitio va encaminada en gran medida hacia las especies frutales, lo cual conlleva a la ingesta de estos frutos. Por tal motivo es importante el análisis de las concentraciones de los metales pesados en los frutos, ya que son tóxicos y bioacumulables en los humanos, esto permitirá realizar una estimación de la evaluación de riesgo a la que se encuentra expuesta la población en el Área Metropolitana de Guadalajara.

5. OBJETIVOS

5.1. Objetivo general

Determinar las concentraciones de algunos metales pesados (Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) provenientes de la contaminación atmosférica, en frutos y hojas de dos especies comúnmente utilizadas en el arbolado urbano del Área Metropolitana de Guadalajara.

5.2. Objetivos específicos

- 1) Evaluar la acumulación de Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en frutos y hojas de guamúchil (*Pithecellobium dulce* (Roxb) Benth) y guayabo (*Psidium guajava* L.) en el Área Metropolitana de Guadalajara, en un ambiente con alto y en un ambiente con bajo grado de contaminación.
- 2) Realizar análisis fisicoquímicos en el suelo en los sitios de muestreo de los frutos y hojas de guamúchil (*Pithecellobium dulce*) y guayabo (*Psidium guajava*).
- 3) Señalar la correlación entre los metales pesados acumulados en las hojas y los frutos de *P. dulce* y *P. guajava* y la contaminación atmosférica en el Área Metropolitana de Guadalajara.
- 4) Aplicar encuestas a la población sobre el consumo de los frutos de árboles que comúnmente se encuentran en casas, camellones, avenidas, banquetas, parques y jardines del Área Metropolitana de Guadalajara.
- 5) Evaluar el riesgo potencial al que se encuentra la población del Área Metropolitana de Guadalajara por el consumo de los frutos de árboles encontrados en camellones, avenidas, banquetas, parques y jardines de *P. dulce* y *P. guajava*.

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1. Zona de estudio

Para este trabajo se muestrearon dos sitios, una con alto grado de contaminación y otro con bajo grado: la primera fueron puntos específicos del Área Metropolitana de Guadalajara (Tabla 1), y la segunda el Parque Bosque los Colomos. Estas zonas de estudio se determinaron con base en lo señalado por la SEMADET, por la Secretaría de Movilidad del Estado de Jalisco y por estudios previos de dichas áreas (Gutiérrez-Martínez, 2013).

6.1.1. Área Metropolitana de Guadalajara

Es la región resultante de la fusión del municipio de Guadalajara con otros siete municipios, El Salto, Tlajomulco de Zúñiga, Tlaquepaque, Tonalá y Zapopan, los otros dos municipios son: Juanacatlán e Ixtlahuacán de los Membrillos, considerados como municipios exteriores pertenecientes a la zona metropolitana pero que no forman parte de la mancha urbana. Abarca una extensión territorial de 2.734 km². Se ubica en una región geográfica cuyas coordenadas son latitud 20°41' N, longitud 103°20' W, altitud 1578 msnm. Se sitúa principalmente sobre el valle de Atemajac (Gobierno del estado de Jalisco 2011) (Fig. 1).

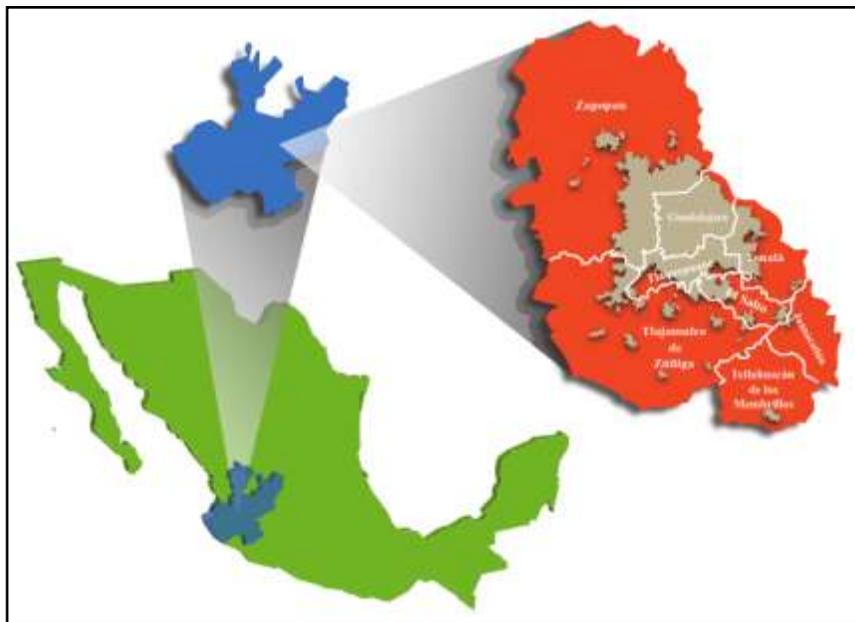


Figura 1. Mapa del Área Metropolitana de Guadalajara

Edafológicamente el AMG se encuentra formado por suelo de tipo regosol, que son suelos débilmente desarrollados en materiales consolidados; geológicamente, los suelos se encuentran conformados por rocas vítreas, brecha volcánica y toba (INEGI, 1997)

6.1.2. Parque Bosque los Colomos

Presenta una superficie aproximada de 110.17 ha y se localiza en el noroeste del municipio de Guadalajara, Jalisco. Ocupa una porción territorial de la microcuenca de Atemajac, se encuentra delimitado por calles de la ciudad de Guadalajara tales como avenida Patria, calle Alberta, calle El Chaco y calle Nueva Escocia. Muy cerca del cruce de la Avenida Patria con la Avenida Américas. Dentro de la Colonia Providencia, en Guadalajara (Informe Técnico, 2006) (Fig. 2).

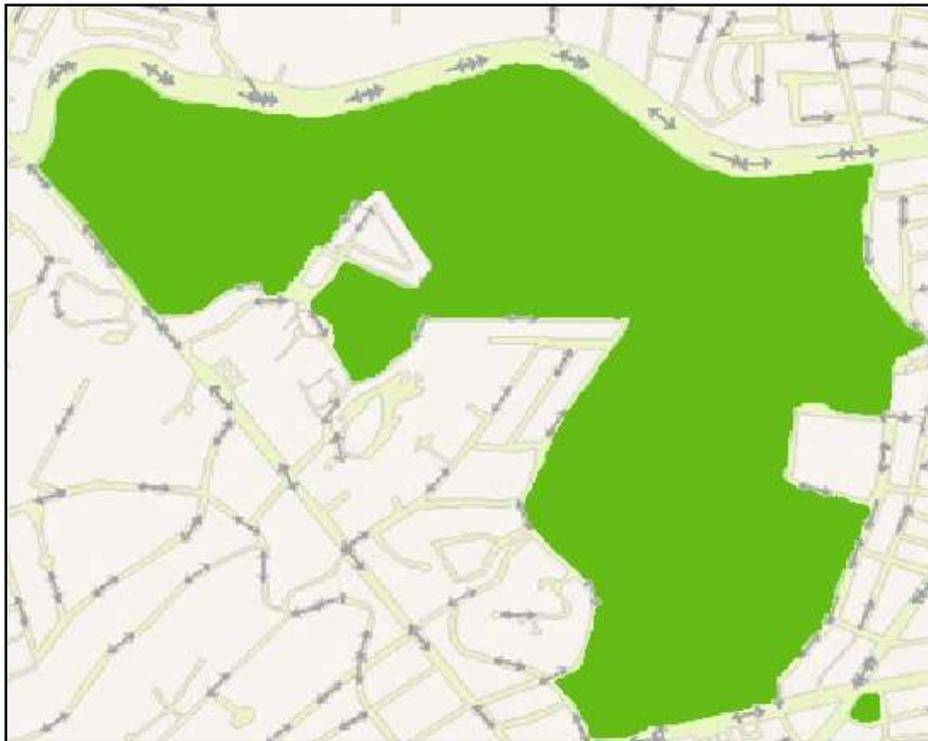


Figura 2. Mapa del Parque Bosque los Colomos
Fuente: INEGI, Mapa Digital de México (2013)

6.2. Descripción de las especies seleccionadas

6.2.1. *Pithecellobium dulce* (Leguminosae, Fabaceae, Mimosoideae)

Árbol de 15 a 20 m de altura con tronco robusto y espinoso. Corteza gris con numerosas cicatrices horizontales y espinas. Copa ancha, extendida y follaje permanente. Hojas compuestas por dos pares de hojuelas, crecen en espiral, aglomeradas cerca de las ramas. Flores blanco cremosas o verdes, bisexuales, crecen en cabezuelas de hasta 1.5 cm. Fruto vainas enroscadas de hasta 20 cm de largo con semillas negras irregulares, con cubierta gruesa blanco o verde que se torna rojiza al madurar (Fig. 3) (CONABIO, 2014).

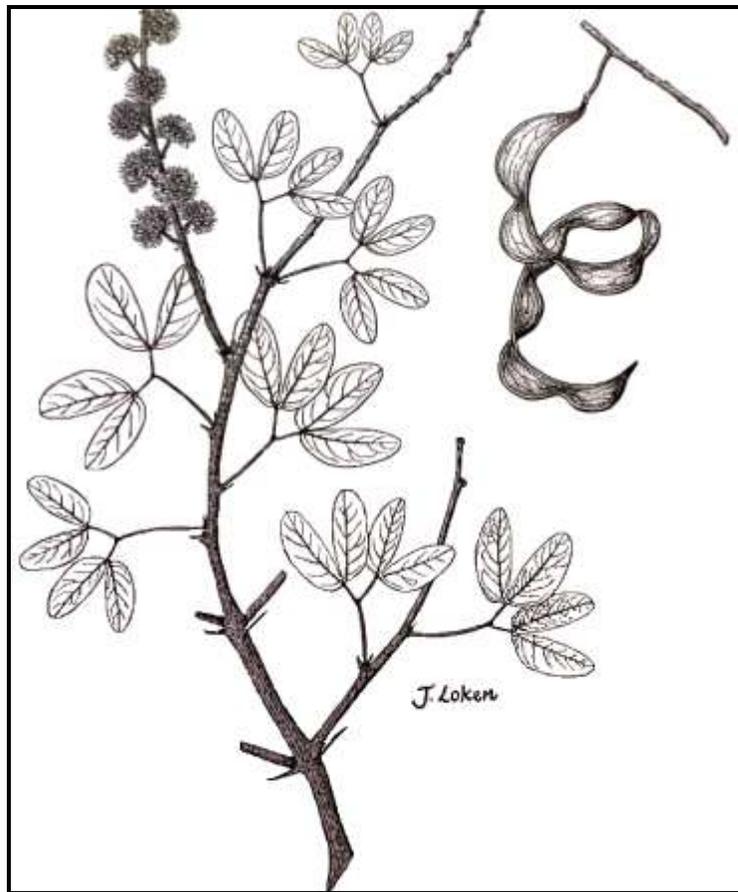


Figura 3. *Pithecellobium dulce*
Tomado de Pennington y Sarukhán (2005)

Es una especie de amplia distribución en los límites hídricos de las zonas tropicales del país, extensamente protegida y propagada por el hombre; en la vertiente del Golfo se encuentra en San Luis Potosí, Hidalgo, Querétaro y en la depresión central de Chiapas; en la vertiente del Pacífico desde Baja California Sur y Sonora, en la Sierra Madre Occidental en Chihuahua y Durango hasta Chiapas. Forma parte de selvas medianas caducifolias o bajas espinosas. Su amplitud altitudinal va del nivel del mar hasta los 1800 m (Pennington y Sharukán 2005) (Fig. 4).



Figura 4. Mapa de distribución de *Pithecellobium dulce* en México
Tomado de Pennington y Sarukhán (2005)

6.2.2. *Psidium guajava* (Myrtaceae)

Árbol o arbusto de hasta 20 m con copa irregular. Hojas simples ovaladas de 3 a 13.5 cm de largo por 1.5 a 6 cm de ancho, oblongas o elípticas. Flores blancas solitarias. Frutos globosos y carnosos de hasta 8 cm de diámetro (Fig. 5). Corteza escamosa en piezas lisas delgadas e irregulares (CONABIO, 2014).

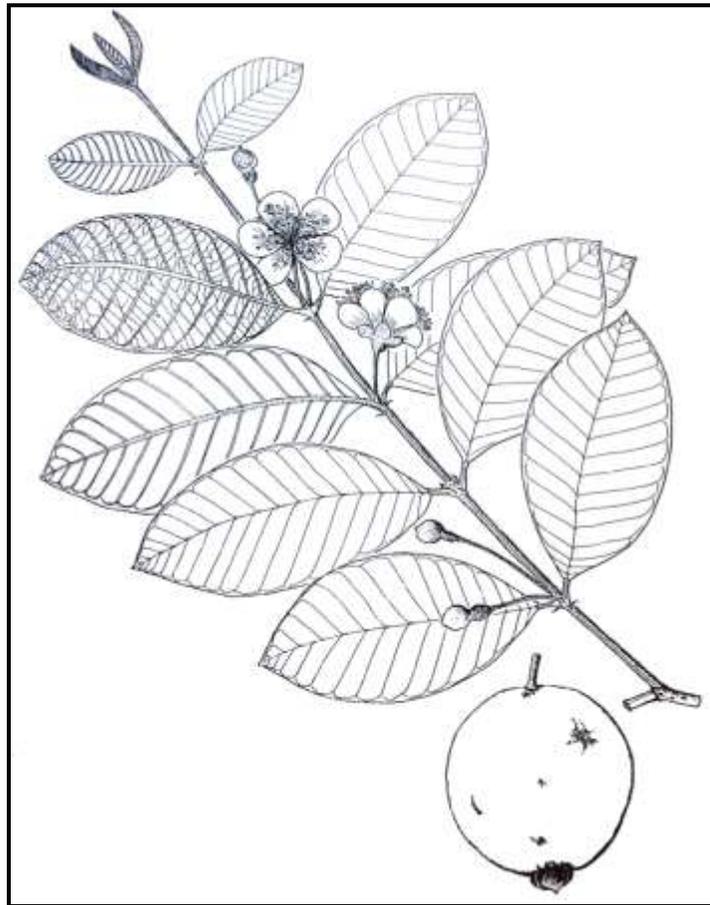


Figura 5. *Psidium guajava*
Tomado de Pennington y Sarukhán (2005)

Aparentemente es originario de América, en México se encuentra distribuido desde el sur de Tamaulipas, al este de San Luis Potosí y norte de Puebla y Veracruz hasta la península de Yucatán. Habita en selvas húmedas y secas y en bosques (CONABIO, 2014). Se presenta principalmente en suelos con problemas de drenaje, tanto de origen calizo como metamórfico o ígneo, y es muy abundante en vegetaciones sabanoides dedicadas a pastoreo o en pastizales inducidos, donde el fuego favorece su presencia, y como componente de casi todos los tipos de vegetación de la zona tropical. Prospera desde el nivel del mar hasta los 1 500 a 1 700 m de altitud (Pennington y Sharukán 2005) (Fig. 6).

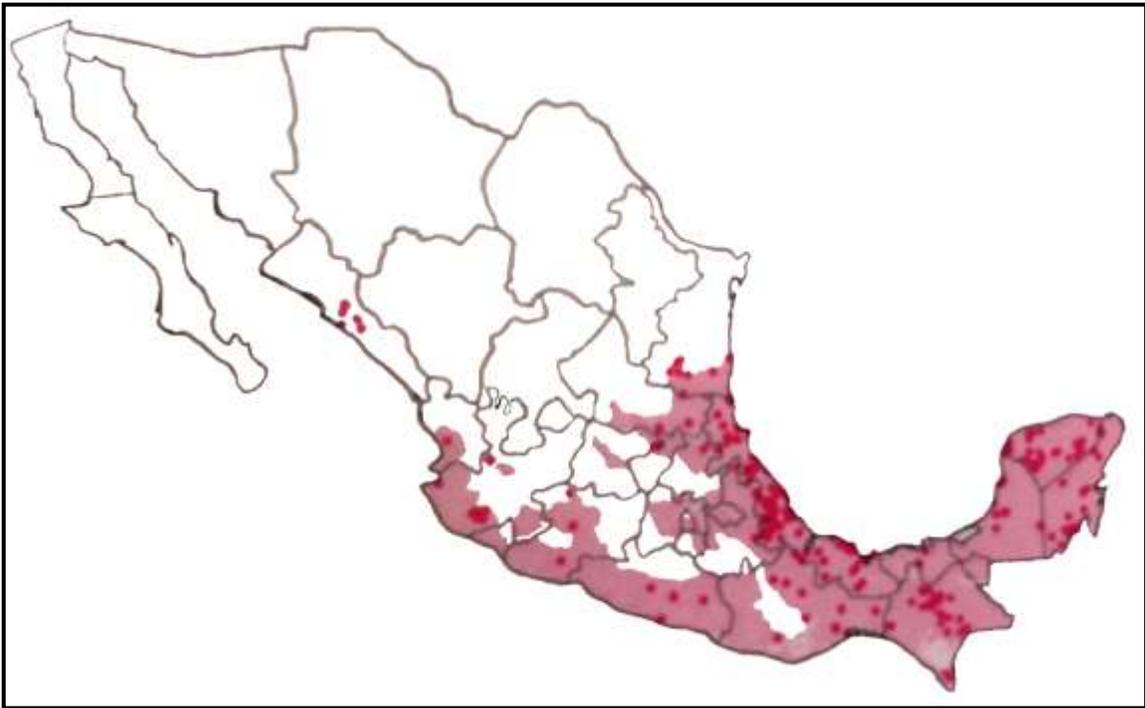


Figura 6. Mapa de distribución de *Psidium guajava* en México
Tomado de Pennington y Sarukhán (2005)

6.3. Aplicación de las encuestas

La aplicación de las encuestas se realizó de manera descriptiva y se pretendió, con un enfoque cualitativo, conocer por un lado las especies de árboles que tienen en sus casas y banquetas, así como la presencia de éstas en los alrededores de su vivienda; por otro lado identificar el consumo de frutos de éstos árboles en el Área Metropolitana de Guadalajara. La población seleccionada como objeto de estudio se constituyó por personas adultas que vivieran en el AMG y que accedieran a participar de forma voluntaria, previo conocimiento informado del objetivo del estudio.

Se aplicaron un total de 211 encuestas (Anexo I), en un periodo que abarcó de febrero del 2014 a febrero del 2015, siendo estas de corte cualitativo y cuantitativo, ya que se hizo uso de actitudes y prácticas percibidas a través de la población. Para la construcción de la encuesta se tuvieron en cuenta una serie de aspectos relevantes que surgieron a partir de las necesidades de la investigación, específicamente sobre el consumo de frutos encontrados comúnmente en árboles ubicados dentro de sus casas, en camellones, avenidas, banquetas, parques y jardines del Área Metropolitana de Guadalajara.

La encuesta consistió en tres secciones, en la primera parte se realizó el registro de datos sociodemográficos, en la segunda se realizó un listado de las especies comúnmente detectadas por los entrevistados y sobre el consumo de los frutos de dichas especies y la tercera fue sobre aspectos de contaminación ambiental y contaminantes que pudieran existir en el arbolado urbano. Basados en que dichas encuestas tienen un enfoque cualitativo el tamaño de la muestra no es probabilística, la recomendación de Hernández *et al.*, (2010) para este tipo de estudios es de un tamaño de muestra mínimo de 30 a 50.

6.4. Colecta de material vegetal y suelo

Los muestreos se realizaron en el Área Metropolitana de Guadalajara (AMG) y en el Bosque los Colomos (PBC) en el año 2014. En el AMG se colectaron muestras de hojas y frutos de 25 árboles de guamúchil (*Pithecellobium dulce*) y de 25 árboles de guayabo (*Psidium guajava*) ubicados en banquetas, camellones, parques y jardines en las avenidas con mayor tráfico vehicular (Tablas 1 y 2, Figuras 5 y 6) y en el PBC se muestrearon 10 árboles de cada especie (Tabla 3).

Los muestreos se realizaron en dos temporadas: temporada seca (de febrero a abril) y temporada húmeda (de julio a septiembre) colectando las hojas, los frutos y el suelo. Las colectas de las hojas se efectuaron en hojas maduras y sin daño físico aparente (plagas o enfermedades); fueron tomadas de la zona media de la copa alrededor de 50 hojas por individuo.

Los frutos de guamúchil fueron colectados en el mes de marzo y los de guayabo en el mes de septiembre. Las hojas y los frutos fueron colocados en bolsas de polietileno y se almacenaron a - 20°C para su posterior análisis.

Simultáneamente se tomó una muestra de suelo por cada sitio de colecta, cada muestra de suelo estaba compuesta de tres submuestras. Las muestras se obtuvieron del área de la rizosfera a una profundidad de 0 a 15 cm, mediante el uso de una barrena de cilindro cerrado.

Tabla 1. Puntos de muestreo de *Pithecellobium dulce* en el Área Metropolitana de Guadalajara.

UBICACIÓN	COORDENADAS	
Av. Federalismo y Av. de los Maestros	20° 41'28'' N	103°21'13'' O
Av. Federalismo y Chihuahua	20° 42'08'' N	103°21'16'' O
Av. Federalismo y José María Vigil	20° 41'23'' N	103°21'15'' O
Av. Federalismo y José Ma. Morelos y Pavón	20° 40'35'' N	103°21'17'' O
Calzada Independencia y Juan Manuel	20° 40'50'' N	103°20'19'' O
Calzada Independencia y Monte Cáucaso	20° 41'17'' N	103°20'03'' O
Av. Circunvalación y Mar Negro	20° 42'23'' N	103°21'36'' O
Av. Circunvalación y Francisco Tejada	20° 42'23'' N	103°21'00'' O
Av. Circunvalación y Atenogenes Silva	20° 42'22'' N	103°21'00'' O
Calzada Independencia y Pablo Gutiérrez	20° 40'46'' N	103°20'23'' O
Av. de los Maestros y Mil Cumbres	20° 41'42'' N	103°20'12'' O
Av. Enrique Díaz de León (Panteón de Mezquitán)	20° 40'27'' N	103°21'31'' O
Av. Enrique Díaz de León y Av. de los Maestros	20° 41'33'' N	103°21'30'' O
Av. de los Maestros y Miguel Galindo	20° 41'35'' N	103°21'28'' O
Av. de los Maestros y Av. de los Normalistas	20° 41'37'' N	103°21'28'' O
Av. Manuel Ávila Camacho y Mario Bárcena	20° 42'52'' N	103°22'12'' O
Av. I. L. Vallarta y José Clemente Orozco	20° 40'52'' N	103°25'57'' O
Av. Adolfo López Mateos y Florencia	20° 41'30'' N	103°22'31'' O
Av. Cruz del Sur e Isla Mana	20° 38'33'' N	103°23'15'' O
Calzada Lázaro Cárdenas y Cóndor	20° 38'55'' N	103°21'47'' O
Calzada Lázaro Cárdenas y San Ignacio	20° 40'16'' N	103°24'22'' O
Calzada Lázaro Cárdenas y San Ignacio	20° 40'16'' N	103°24'21'' O
Av. de la Patria y Av. de la Presa	20° 42'48'' N	103°22'12'' O
Av. Cristóbal Colón y Coatlán	20° 36'52'' N	103°23'39'' O
Av. Cristóbal Colón y Av. de la Patria	20° 37'27'' N	103°23'12'' O

Tabla 2. Puntos de muestreo de *Psidium guajava* en el Área Metropolitana de Guadalajara.

UBICACIÓN	COORDENADAS	
Av. Enrique Díaz de León y Juan Álvarez	20°41'04'' N	103°21'33'' O
Av. Enrique Díaz de León y Av. de los Maestros	20°41'34'' N	103°21'30'' O
Av. Cruz del Sur y Rosario Castellanos	20°38'21'' N	103°23'31'' O
Av. Cruz del Sur y Urdaneta	20°38'50'' N	103°22'46'' O
Av. Cruz del Sur e Isla Ángel	20°38'51'' N	103°22'43'' O
Av. Niños Héroes entre Pavo y 8 de Julio	20°39'55'' N	103°21'16'' O
Av. Niños Héroes y Bruselas	20°40'01'' N	103°21'51'' O
Av. Niños Héroes y Colonias	20°40'00'' N	103°21'22'' O
Av. Cristóbal Colón y Coatzintla	20°38'11'' N	103°22'40'' O
Av. Cristóbal Colón y Urdaneta	20°38'35'' N	103°22'24'' O
Av. 8 de Julio y Pedro Moreno	20°40'32'' N	103°21'08'' O
Av. Miguel Hidalgo y Luis Pérez Verdía	20°40'37'' N	103°22'39'' O
Av. de las Américas y José Ma. Morelos y Pavón	20°40'33'' N	103°22'25'' O
Av. de las Américas y Garibaldi	20°40'55'' N	103°22'24'' O
Av. Manuel Ávila Camacho y Obelisco	20°42'54'' N	103°22'50'' O
Av. Manuel Ávila Camacho y Montes de Oca	20°42'14'' N	103°21'42'' O
Av. Manuel Ávila Camacho No. 1236	20°42'10'' N	103°21'39'' O
Av. Manuel Ávila Camacho y Av. Federalismo	20°41'59'' N	103°21'19'' O
Av. Benito Juárez y Av. Federalismo	20°40'32'' N	103°21'23'' O
Av. de la Paz y calle Camarena	20°40'13'' N	103°21'26'' O
Av. Mariano Otero y Pegaso	20°38'30'' N	103°24'52'' O
Calzada Lázaro Cárdenas y Av. Niño Obrero	20°40'25'' N	103°24'33'' O
Calzada Lázaro Cárdenas y Juan de la Cruz	20°40'22'' N	103°24'25'' O
Calzada Lázaro Cárdenas y Av. 8 de Julio	20°38'48'' N	103°21'43'' O
Calzada Independencia e Igualdad	20°42'35'' N	103°19'21'' O

Tabla 3. Puntos de muestreo de *Pithecellobium dulce* y *Psidium guajava* en el Parque Bosque los Colomos.

COORDENADAS			
<i>Pithecellobium dulce</i>		<i>Psidium guajava</i>	
20°42'44'' N	103°23'52'' O	20°42'17'' N	103°23'26'' O
20°42'45'' N	103°23'30'' O	20°42'17'' N	103°23'28'' O
20°42'44'' N	103°23'16'' O	20°42'17'' N	103°23'27'' O
20°42'28'' N	103°23'16'' O	20°43'18'' N	103°23'26'' O
20°42'21'' N	103°23'27'' O	20°42'19'' N	103°23'30'' O
20°41'17'' N	103°23'30'' O	20°42'17'' N	103°23'26'' O
20°42'20'' N	103°23'51'' O	20°42'24'' N	103°23'39'' O
20°42'20'' N	103°24'55'' O	20°42'42'' N	103°23'22'' O
20°42'24'' N	103°23'29'' O	20°42'41'' N	103°23'24'' O
20°42'24'' N	103°23'35'' O	20°42'28'' N	103°23'34'' O

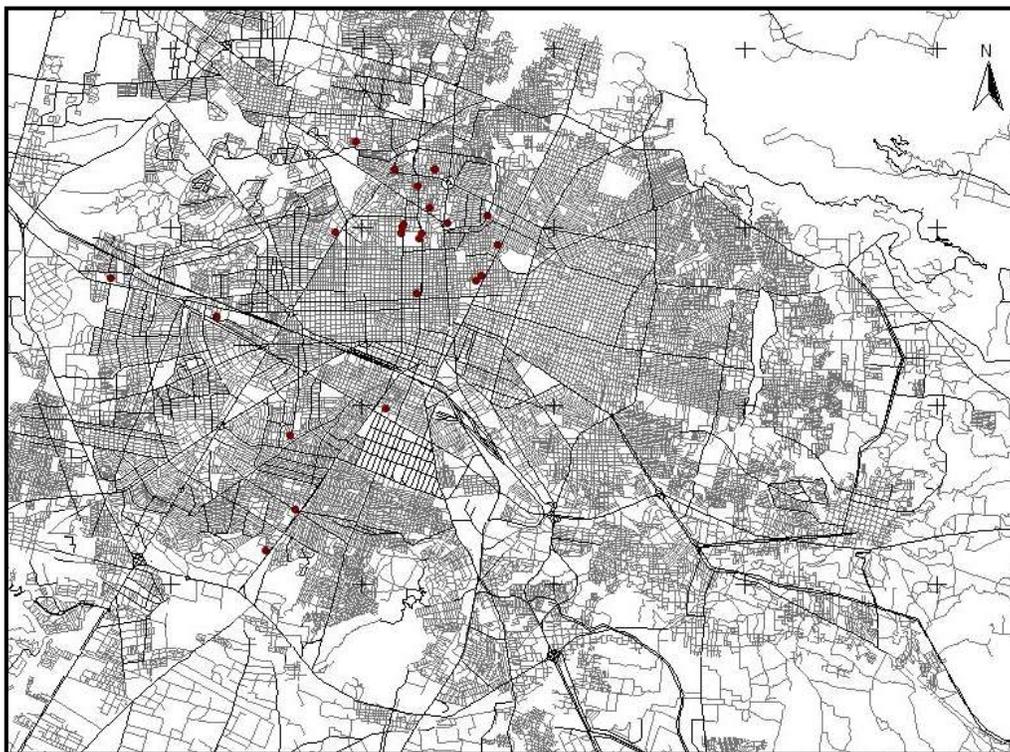


Figura 7. Mapa con los puntos de muestreo de *Pithecellobium dulce* en el AMG.

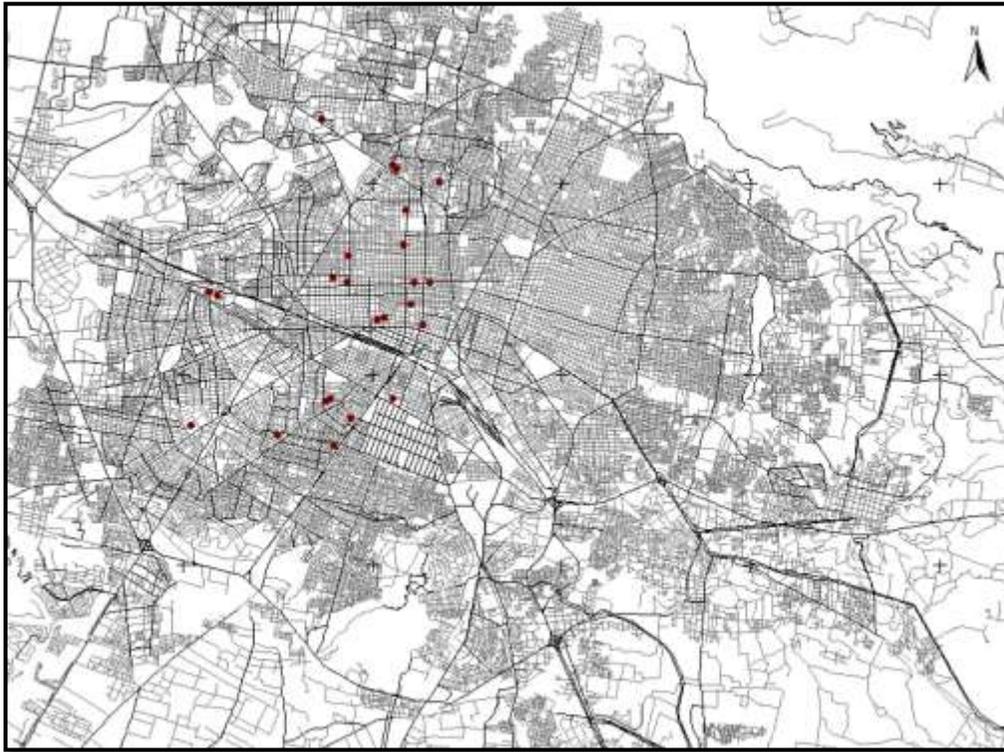


Figura 8. Mapa con los puntos de muestreo de *Psidium guajava* en el AMG

6.5. Preparación de las muestras

Las muestras de hojas y frutos se colocaron en una estufa de secado a 80°C hasta obtener un peso constante (Ye *et al.*, 1997), se molieron hasta quedar completamente trituradas para homogeneizar la muestra y finalmente se colocaron en bolsas de polietileno para el análisis de los metales pesados (Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn).

Las muestras de suelo fueron secadas al ambiente, se extendió el suelo a una profundidad inferior a 2.5 cm sobre charolas de aluminio con papel encerado para evitar la contaminación con este elemento. Una vez secadas las muestras fueron homogeneizadas y tamizadas con una malla de nylon de < 2 mm de diámetro, se colocaron en bolsas de polietileno para el análisis de metales pesados (NOM-021-RECNAT-2000-Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis).

6.6. Determinación de metales pesados en hojas, frutos y suelo

El análisis de metales pesados en hojas, frutos y los metales totales en suelo (Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) se determinaron mediante espectrofotometría de fluorescencia de rayos X con el equipo GENIUS 5000 XRF, realizando tres repeticiones por muestra.

6.7. Determinación de metales pesados disponibles en suelo

Se extrajeron los metales disponibles en suelo con ácido dietilen-triamino-pentaacético (DTPA) al 0.005 M como lo establece la NOM-021-RECNAT-2000 (Método AS-14). Se preparó la solución disolviendo 14.9 g de trietanolamina (TEA), 1.97 g de reactivo DTPA y 1.47 g de cloruro de calcio dihidratado ($\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) en agua deionizada, se llevó a un pH de 7.3 con ácido clorhídrico (1:1) y finalmente se ajustó la solución a un litro.

Se colocaron 10.0 g de suelo previamente tamizado en frascos de polietileno de 100 mL y se le adicionaron 20 mL de la solución de DTPA, se agitaron las muestras a 120 oscilaciones por minuto durante dos horas con un oscilador horizontal marca THERMOLYNE modelo M73735. Una vez agitada la muestra, se separó la solución del suelo filtrándola con papel Whatman No. 42 y finalmente se ajustó a un volumen de 100 mL.

Las concentraciones de los metales pesados se determinaron mediante el espectrofotómetro de absorción atómica marca VARIAN modelo AA240FS previamente calibrado con soluciones estándares para optimizar la lectura de las muestras según las especificaciones requeridas para el equipo.

6.8. Análisis físicos y químicos en suelo

6.8.1. Análisis de pH

La determinación del pH del suelo medido en agua se realizó a través del método AS-02 (NOM-021-RECNAT-2000).

6.8.2. Análisis de textura

La determinación de la textura del suelo se realizó por el procedimiento del Hidrómetro de Bouyoucos a través del método AS-09 (NOM-02-RECNAT-2000).

6.8.3. Análisis de materia orgánica

El procedimiento para la determinación de materia orgánica del suelo se realizó a través del método AS-07, de Walkley y Black (NOM-021-RECNAT-2000).

6.8.4. Determinación de la capacidad de intercambio catiónico (CIC)

Para la determinación de la CIC del suelo se realizó a través del método AS-12, con acetato de amonio (NOM-021-RECNAT-2000).

6.9. Estimación de la evaluación de riesgos por el consumo de frutos del Área Metropolitana de Guadalajara

Para la evaluación del riesgo potencial relacionada con el consumo de frutos del AMG y del PBC se obtuvieron datos estándares del consumo de frutos en kilogramos y el peso promedio de la población registrados en la literatura o recomendados. Primeramente se calculó con la porción comestible de un alimento (100 g) debido a que no se tienen datos puntuales sobre el consumo en kilogramos de frutos para la población mexicana, posteriormente se realizaron cálculos de la población para tres grupos: total de la población (hombres y mujeres de todas la edades), infantes (niños y niñas de 0 a 5 años) y niños (niños y niñas de 5 a 10 años).

El peso promedio del primer grupo es de 70 kg, el segundo es de 11.5 kg (OMS, 2012) y el tercer grupo es de 33 kg (OMS, 2012). Se realizó una evaluación para cada grupo de la población relacionado con el consumo de los frutos provenientes del sitio de estudio. Para los metales Cu, Fe y Zn la ingesta alimentaria se estimó utilizando los valores medios de las mediciones de estos metales y se comparó con la Ingesta Diaria Máxima Tolerable Provisional (IDMTP) establecido por el Comité Conjunto de Expertos en Aditivos Alimentarios (JECFA, 2013) de la FAO/OMS (0.5 mg kg⁻¹ de peso corporal por día, 0.8 mg kg⁻¹ de peso corporal por día y 1 mg kg⁻¹ de peso corporal por día, respectivamente). Para el Pb se comparó con la Ingesta Semanal Tolerable Provisional (ISTP) 0.025 mg kg⁻¹ de peso corporal (JECFA, 2013) (Beccaloni *et al.*, 2012).

Las estimaciones del porcentaje de ingesta (IDMTP e ISTP) se realizaron con las siguientes ecuaciones:

$$\text{Cu, Fe y Zn} = \frac{(C)(TC)}{(IDMTP)(PC)} (100)$$

$$Pb = \frac{(C)(TC)(7 \text{ días})}{(ISMT)(PC)} (100)$$

En donde:

- *C* representa la concentración de los metales en los frutos (mg kg^{-1} peso fresco).
- *TC* representa la tasa de consumo de alimentos (100g).
- *PC* es el peso corporal (kg).

Para los metales pesados Cr, Mn y Ni, la FAO/OMS no cuenta con IDMTP e ISMT, sin embargo existen niveles máximos de ingestión tolerable (IT). En donde para Cr y Ni se tomaron como referencia los niveles IT establecidos por la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA, 2006), siendo de 4.1 mg kg^{-1} de peso corporal por día y de 1.3 mg kg^{-1} de peso corporal por día. Para el Mn se tomó de referencia la IT establecida por Agencia de Protección Ambiental (EPA, 1998), siendo de 0.14 mg kg^{-1} de peso corporal al día. El porcentaje de ingesta tolerable se estableció con la siguiente fórmula:

$$Cr, Mn y Ni = \frac{(C)(TC)}{(IT)(PC)} (100)$$

En donde:

- *C* representa la concentración de los metales en los frutos (mg kg^{-1} peso fresco).
- *TC* representa la tasa de consumo de alimentos (100g).
- *PC* es el peso corporal (kg).

Para realizar los cálculos de la evaluación de riesgos por la ingesta de metales pesados acumulados en los frutos de *P. dulce* y *P. guajava* encontrados en el Área de estudio, se obtuvieron las concentraciones de los metales pesados (mg kg^{-1}) en peso fresco, para ello se utilizó la siguiente fórmula:

$$\text{Concentración en peso húmedo} = (\text{concentración en peso seco}) (1 - \% \text{ de humedad})$$

(ATSDR, 2015)

Para el cálculo de los porcentajes de humedad en las dos especies se utilizó la siguiente fórmula:

$$\text{Porcentaje de humedad} = \frac{\text{Peso neto seco}}{\text{Peso neto húmedo}} (100)$$

(Meza-Torres, 2014)

6.10. Análisis estadístico

Los datos se procesaron elaborando una base de datos en el programa SPSS versión 20.0. Se establecieron como variables independientes la especie de árbol, el sitio de muestreo y la temporada de colecta. Como variables de respuesta se tomaron los niveles de los metales pesados analizados (Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn). En estos datos se realizó un análisis de varianza (ANOVA), para determinar las diferencias significativas ($p < 0.05$) en la acumulación de estos metales pesados en las hojas y los frutos. Se calcularon como medidas descriptivas de resumen y variabilidad, la media y la desviación estándar. En el caso de los resultados de suelo, se realizó una correlación de Pearson para determinar las correlaciones significativas ($p < 0.05$) entre los metales totales en suelo, metales pesados disponibles en suelo, pH y materia orgánica. Esto con el fin de evaluar la relación de los metales pesados acumulados en las hojas y los frutos, entre los metales pesados absorbidos del suelo y los metales pesados atmosféricos.

7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.1. Encuestas

Con el fin de tener un panorama de los árboles que se encuentran en espacios públicos y dentro de las casas, y del consumo de los frutos de estos árboles, se aplicaron un total de 211 encuestas a personas mayores de edad, cuya edad promedio fue de 38 años y el 40 % fueron mujeres. Los datos de esta encuesta nos indican que el 54 % de los entrevistados tienen árboles dentro de casa, mientras que del total de entrevistados el 67 % posee árboles en banqueta fuera de casa, así mismo el 84 % manifestó que cerca de su casa había árboles en espacios como camellón o parques.

Los árboles dentro de casa más comunes fueron los cítricos (e.g. limón, naranjo), los cuales son especies introducidas. Dentro de las especies nativas las que tuvieron mayor número de menciones fueron el guayabo, guamúchil y aguacate. Cerca del 45 % de los entrevistados contestó que consumen frutos de los árboles que se encontraban dentro de casa, sin embargo el porcentaje de consumo disminuyó a 20 % cuando se trató de frutos de árboles en la banqueta de su casa, pero los datos indicaron que el 25 % consume frutos de espacios públicos de parques y jardines.

El 41 % de los entrevistados consideró que no vivía en una zona contaminada, es importante señalar que las personas entrevistadas en su mayoría consideraron a los árboles que estaban fuera de su casa (banqueta, parque, camellón), que estaban más contaminados que los que se encontraban dentro de la casa; del total de personas que tenían árboles dentro de su casa menos del 12 % señaló aplicar algún químico para fumigar. Apenas el 4 % de la población en estudio consideró al Pb como un contaminante presente en los frutos. El 9 % nunca lavan sus frutos, el 71 % manifestó hacerlo siempre; de éstos el 35 % los lava con sólo agua, el 50 % con agua y jabón y el 14 % con desinfectante. Para quienes consumen frutos obtenidos de casa o banqueta la mayoría (29 %) considera que los contaminantes se acumulan en las hojas más que en otras partes de la planta (e.g. flores, frutos, semillas, ramas, troncos, raíces) o inclusive en el mismo suelo.

7.2. Metales pesados en suelo

7.2.1. Determinación de metales pesados totales en suelo

Los resultados de los metales pesados totales en suelo muestran que tanto en el AMG, como en PBC durante la temporada seca existe una mayor presencia de Cu, Cr, Mn, Ni y Pb colectado del área donde se desarrollaba *P. dulce*. Los metales Fe y Zn se encontraron en mayor presencia en el suelo de las colectas de *P. guajava*. De igual manera en la temporada húmeda en el AMG y en PBC se registró una mayor presencia de Cu, Cr y Mn en el suelo donde se realizaron las colectas de *P. dulce* y una mayor presencia de Fe, Pb y Zn en *P. guajava* (Anexo II, Tablas 4 y 5).

7.2.2. Determinación de metales pesados disponibles en suelo

Los resultados muestran que existe una mayor disponibilidad de Cu, Cr, Fe, Ni, Pb y Zn durante la temporada húmeda en el suelo tomado de las colectas de *P. dulce* en el AMG, en contraste durante la temporada seca existe una mayor disponibilidad de Mn; en esta misma temporada, en el PBC se presentó una mayor disponibilidad de Cu, Mn y Zn, pero durante la temporada húmeda existe mayor disponibilidad de los iones Cr, Fe Pb. En el suelo tomado durante las colectas de *Psidium guajava* del AMG se observa una mayor disponibilidad de Mn y Zn en la temporada seca mientras que en la temporada húmeda fueron Cu, Cr, Fe, Ni y Pb. En el PBC se registró una mayor disponibilidad de todos los metales con excepción del Fe (temporada húmeda) (Anexo II, Tablas 6 y 7).

Por otro lado, los valores obtenidos de pH en el AMG y el PBC se encontraron en un rango de 2.3 a 6.1 en los puntos de muestreo de *P. dulce* y los porcentajes de materia orgánica fueron de 0.95 a 12.13, mientras que en los puntos de muestreo de *P. guajava* fueron de 3 a 6.4 y de 0.73 a 19.61, respectivamente. El análisis de textura muestra que los suelos son generalmente arenosos y que presentan una capacidad de intercambio catiónico baja (Anexo II, Gráficas 6, 7, 8, 9, 10 y 11).

Los metales pesados se encuentran generalmente como componentes naturales de la corteza terrestre, en forma de minerales, sales u otros compuestos, aunque pueden ser el resultado de la actividad antropogénica; éstos no pueden ser degradados o destruidos fácilmente de forma natural o biológica ya que no tienen funciones metabólicas específicas para los seres vivos (Abollino *et al.*, 2002; Prieto *et al.*, 2009). La absorción de metales pesados por las plantas es generalmente el primer paso para la entrada de éstos en la cadena alimentaria. La absorción y posterior acumulación dependen en primera instancia del movimiento (movilidad de las especies) de los metales desde la solución del suelo a la raíz de la planta (Prieto *et al.*, 2009). Acorde a Wang *et al.*, (1992), la contaminación en suelos por metales pesados ocurre cuando estos son irrigados con aguas procedentes de desechos de minas, aguas residuales contaminadas de parques industriales y municipales y filtraciones de presas de jales. Los metales pesados adicionados a los suelos se caracterizan por una rápida retención inicial y posteriores reacciones lentas, dependiendo de las especies del metal, propiedades del suelo, nivel de introducción y tiempo (Han *et al.*, 2003).

La presencia de plomo (contaminante ambiental altamente tóxico) se debe principalmente a las actividades antropogénicas como la industria, la minería y la fundición. En los suelos contaminados con Pb suele encontrarse también Cd y Zn (Hettiarchchi y Pierzynski, 2002) por analogía entre sus propiedades y características metálicas algo similar a lo que ocurre para la triada de Fe-Ni-Co. En estos casos la barrera suelo-planta limita la translocación de Pb a la cadena alimenticia, ya sea por procesos de inmovilización química en el suelo (Laperche *et al.*, 1997) o limitando el crecimiento de la planta antes de que el Pb absorbido alcance valores que puedan ser dañinos al ser humano. El Pb presente en suelos contaminados puede llegar a inhibirse mediante la aplicación de fósforo y óxidos de magnesio; sin embargo estos tratamientos pueden llegar a afectar la biodisponibilidad de otros metales esenciales como el Zn (Hettiarchchi y Pierzynski, 2002).

7.3. Determinación de metales pesados en *Pithecellobium dulce* y *Psidium guajava*

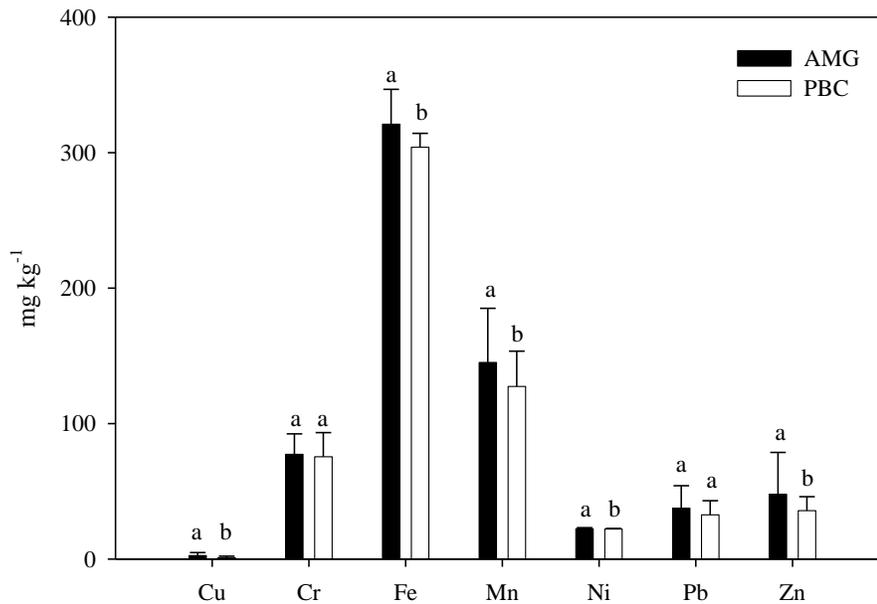
7.3.1. Acumulación de metales pesados en hojas

Los análisis de los metales pesados en las hojas de *P. dulce* durante la temporada seca muestran una mayor acumulación de Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en el AMG (4.16, 314.77, 160.90, 47.20 y 48.94 mg kg⁻¹ respectivamente) en comparación con los registros realizados en el PBC (1.68, 297.56, 155.55, 26.08 y 35.75 mg kg⁻¹ respectivamente), pero, las concentraciones de Cr y Ni fueron similares para ambos sitios de muestreo (valores cercanos a 85 y 22 mg kg⁻¹ respectivamente). En *P. guajava* se observó una tendencia similar durante la misma temporada en el AMG para el Fe, Mn y Zn (333.51, 136.36 y 60.66 mg kg⁻¹, respectivamente); sin embargo se observa una mayor acumulación de Pb en el PBC (45.43 mg kg⁻¹ y para AMG 35.45 mg kg⁻¹). Asimismo, las concentraciones de Cr y Ni son similares para ambos sitios.

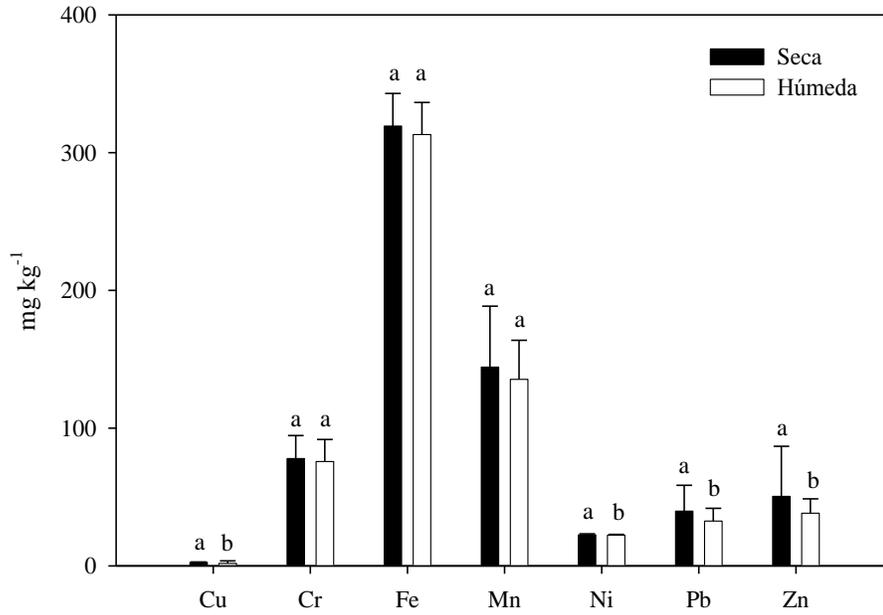
En la temporada húmeda las concentraciones en las hojas de *P. dulce* fueron más altas en Cu, Cr, Fe, Mn, Pb y Zn (3.37, 83.62, 321.63, 163, 27.94 y 40.75 mg kg⁻¹ respectivamente en el AMG en comparación con el PBC (0.11, 71.74, 295.64, 111.88, 23.90 y 27.78 mg kg⁻¹ respectivamente). Al igual que en la temporada seca las concentraciones de Ni fueron similares para ambos sitios. Los valores de los metales pesados en las hojas de *P. guajava* muestran una mayor acumulación de Fe que en el AMG (314.14), y una mayor acumulación de Cu, Cr, Mn, Pb y Zn en el PBC (1.38, 75.43, 130.65, 36.03 y 36.03 mg kg⁻¹ respectivamente). Los valores de Ni son similares para ambos sitios durante esta temporada (Anexo III, tablas 21 y 22).

De los resultados obtenidos del análisis de las concentraciones de metales pesados en las hojas de *P. dulce* y *P. guajava* se observan diferencias significativas entre los sitios de muestreo (Gráfica 1, ver anexo III, tabla 26), que como ya vimos, las concentraciones de Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn son mayores en el AMG que en el PBC. De igual manera se observaron diferencias entre las dos temporadas de muestreo, durante la temporada seca

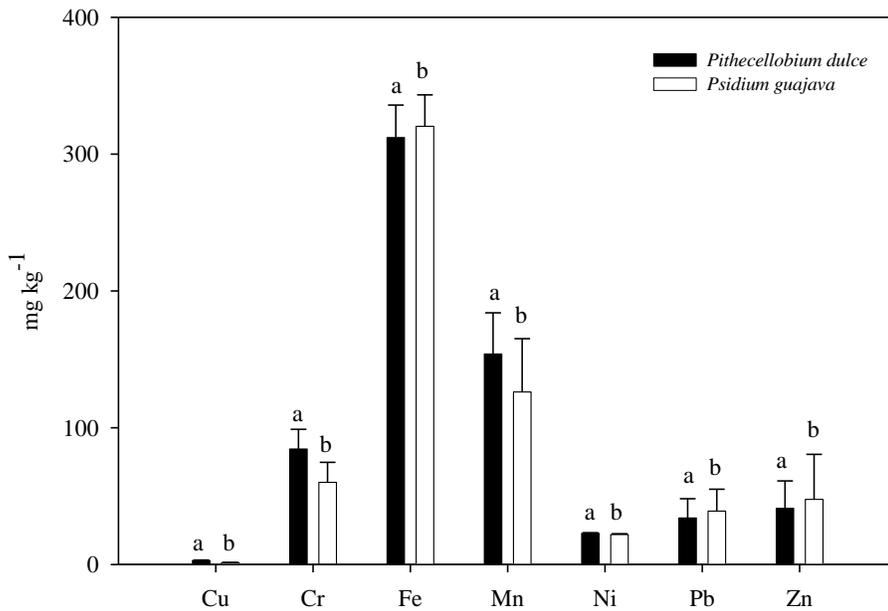
existe la mayor presencia de todos los metales pesados analizados (Gráfica 2, anexo III, tabla 27). Asimismo, se observaron diferencias entre las especies estudiadas, en donde *P. dulce* acumula en mayor cantidad Cu, Cr, Mn y Ni y *P. guajava* acumula mayores concentraciones de Fe, Pb y Zn (Gráfica 3, anexo III, tabla 25). Los valores totales representados en porcentaje de acumulación entre especies, sitios y estaciones indican que en el sitio más contaminado *P. dulce* y *P. guajava* acumulan de manera conjunta mayor cantidad de metales pesados; entre ambas especies tiende a existir una mayor acumulación de metales en la temporada seca. Finalmente, analizando cada especie por separado, *P. dulce* es la especie que tiende a acumular mayor cantidad de metales pesados en las hojas (Tablas de porcentajes 4, 5, y 6).



Gráfica 1. Concentraciones medias (\pm SD) de Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en el AMG y PBC. Letras diferentes indican diferencias significativas.



Gráfica 2. Concentraciones medias (\pm SD) de Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en la temporada seca y húmeda. Letras diferentes indican diferencias significativas.



Gráfica 3. Concentraciones medias (\pm SD) de Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en *P. dulce* y *P. guajava*. Letras diferentes indican diferencias significativas.

Tabla 4. Porcentajes de las concentraciones de los metales pesados (mg kg^{-1}) en las hojas de *Pithecellobium dulce* y *Psidium guajava* colectadas en el AMG y PBC.

Elemento	AMG	PBC
Cu	86	14
Cr	71	29
Fe	72	28
Mn	74	26
Ni	71	29
Pb	74	26
Zn	77	23

Tabla 5. Porcentajes de las concentraciones de los metales pesados (mg kg^{-1}) en las hojas de *Pithecellobium dulce* y *Psidium guajava* colectadas en las temporadas seca y húmeda.

Elemento	Seca	Húmeda
Cu	59	41
Cr	51	49
Fe	50	50
Mn	51	49
Ni	50	50
Pb	54	46
Zn	56	44

Tabla 6. Porcentajes de las concentraciones de los metales pesados (mg kg^{-1}) en las hojas de *Pithecellobium dulce* y *Psidium guajava*.

Elemento	<i>P. dulce</i>	<i>P. guajava</i>
Cu	68	32
Cr	54	46
Fe	49	51
Mn	54	46
Ni	51	49
Pb	47	53
Zn	46	52

De igual manera Sumita *et al.*, (2004) obtuvieron concentraciones altas, pero aún menores de Cr, Mn y Zn en *Tradescantia pallida* en la ciudad de Sao Paulo, a las encontradas en las especies del presente trabajo en el AMG. En otro estudio realizado por De França *et al.*, (2004) determinaron las concentraciones de Fe y Zn en hojas de especies que se desarrollaron en zonas urbanas, tales como *Bathysa meridionalis*, *Chrysophyllum inornatum*, *Eugenia cuprea*, *Euterpe edulis*, *Gomidesia flagellaris*, *Garcinia gardneriana*, *Guapira opposita*, *Hyeronima alchorneoides*, *Tetrastylidium grandifolium* y *Virola bicuhyba*, en donde las concentraciones de metales pesados son inferiores a las encontradas en el AMG en *P. dulce* y *P. guajava*, a excepción de las de Zn en *G. gardneriana* siendo por poco, superiores a las obtenidas en ambas especies. En hojas de *Rosa rugosa* se registraron concentraciones inferiores de Cr, Ni y Pb en la ciudad de Faenza, Italia, a las encontradas en la AMG (Calzoni *et al.*, 2007). En estudios realizados con especies de árboles como en acículas de *Pinus eldarica* este patrón de encontrar valores inferiores de Cu, Cr, Fe, Ni, Pb y Zn a los del presente estudio fueron consistentes no sólo para el AMG, sino también para el PBC, sin embargo, las concentraciones de Cu y Pb son superiores en *P. eldarica* a las de este estudio para ambas especies.

De manera similar se registraron valores superiores de Cu y Fe en *Cedrus deodara*, *Cupressus sempervirens* y *P. pinea* (Rucandio *et al.*, 2011) respecto a los de este estudio, no obstante, las concentraciones de Cr, Mn, Ni, Pb y Zn son por mucho inferiores a las encontradas en el AMG. En otro estudio realizado en hojas de *Citrus aurantium*, *Olea europaea* y *Pinus brutia* se observaron concentraciones inferiores de Cr y Pb a las encontradas en *P. dulce* y *P. guajava* en ambos sitios (Sawidis *et al.*, 2012). Los resultados de Cu en *P. dulce* y *P. guajava* en el AMG son muy similares a los obtenidos por Hu *et al.*, (2014) en las hojas de *Picea asperata* y *Ulmus pumila*. Sin embargo los resultados de Cr, Pb y Zn son más bajos en *P. asperata* y en *U. pumila* a los obtenidos en este estudio. Nuestros resultados son consistentes con otros estudios realizados en ambientes urbanos contaminados, como el realizado por Czarnowska y Milewska (2000) quienes reportan en hojas de *Taraxacum officinale* concentraciones mayores de Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en zonas con alto tráfico vehicular comparadas con zonas consideradas como menos contaminadas (parques y jardines) en la ciudad de Varsovia, los datos revelan que las

concentraciones de estos metales pesados son equiparables a la exposición de una zona industrial, sin embargo los valores registrados de Mn, Ni y Pb en *P. dulce* y *P. guajava* en el AMG fueron superiores a los reportados por estos autores, lo cual nos indica, por una parte, que el AMG es una zona altamente contaminada, y por otra que el guamúchil y el guayabo son especies que pueden actuar como bioacumuladoras. Los datos de metales pesados determinados en suelo, indican que los iones disponibles no explican por sí mismos la cantidad de metales encontrados en los tejidos vegetales, por lo que también se puede atribuir la presencia de los metales en las plantas a los contaminantes atmosféricos (Gutiérrez-Martínez, 2013). A pesar de que las hojas de plantas superiores son reconocidos como biomonitores útiles de la contaminación atmosférica por metales pesados, surgen muchas dificultades cuando se comparan los datos entre diferentes estudios, no sólo debido a la utilización de diversas especies de plantas, sino también por la aplicación de diferentes enfoques experimentales (Tomašević *et al.*, 2011). Además, se deben de tomar en cuenta las respuestas fisiológicas de cada especie y con ello considerar que no todas son igualmente sensibles o tolerantes a los contaminantes ambientales a pesar de que, generalmente, son capaces de una rápida adaptación y tolerancia a niveles tóxicos o letales, es común encontrar diferentes grados de tolerancia en las plantas (Antonovics *et al.*, 1971; Woodhouse, 1983; Steffens, 1990; Bako *et al.*, 2005).

Esta tolerancia junto con las características genéticas, determinará la cantidad y tipo de contaminante que se acumule en los tejidos de cada especie (Ruthsatz y Wey, 1991; Perry *et al.*, 2010). El grado de tolerancia de una especie se puede calcular mediante el Índice de Tolerancia de contaminación atmosférica, el cual es medido por diversos factores bioquímicos (ácido ascórbico, clorofila total, el contenido relativo de agua y el pH del extracto de la hoja) (Govindaraju *et al.*, 2012). Se han realizado investigaciones sobre este índice de tolerancia en *P. dulce* y *P. guajava*, como el estudio realizado por Perry *et al.*, (2010) en el cual determinaron un factor de acumulación de 19.3 en hojas de *P. guajava*, indicando que esta especie presenta una buena capacidad de acumulación, lo cual hemos constatado al comparar nuestros datos con los de otras especies. Por otro lado, Thambavini y Maheswari (2012) mencionan que *P. dulce* es una especie altamente tolerante en ambientes industriales y con alto tráfico vehicular; no obstante, presenta una tolerancia

intermedia en ambientes residenciales. De igual manera, Ragragio *et al.*, (2014) analizaron el índice de tolerancia en 27 especies y encontraron que *P. dulce* es la especie más tolerante a la contaminación atmosférica. Esto coincide con los resultados obtenidos en el presente estudio, ya que *P. dulce* y *P. guajava* acumulan altas concentraciones de metales pesados en sus hojas y son capaces de tolerar la contaminación atmosférica, pueden tener un alto potencial para actuar como sumideros de metales pesados atmosféricos en zonas urbanas con alto grado de contaminación como es AMG. Pese a que algunas especies de plantas presenten una tolerancia alta a los metales pesados, existen límites establecidos por diversos autores sobre las concentraciones en los tejidos de las mismas, puesto que a concentraciones elevadas pueden llegar a afectar los mecanismos fisiológicos y afectar el funcionamiento de diversas enzimas y proteínas (Tabla 7).

Tabla 7. Parámetros y límites de toxicidad por metales pesados en especies vegetales.

Metal pesado	Rango normal (mg kg⁻¹)	Rango fitotóxico (mg kg⁻¹)
Cu	4 – 15 ^a ; 20 ^b ; 3 – 30 ^c	30 ^b ; 20 – 100 ^c
Cr	ND	5 – 30 ^d
Fe	50 – 500 ^b	> 500 ^b
Mn	100 – 500 ^a	300 – 500 ^b
Ni	0.5 – 5 ^b	> 5 ^b
Pb	< 10 ^b ; 0.5 – 10 ^c	30 – 300 ^e
Zn	300 – 400 ^b ; 10 – 150 ^c	ND

ND = No determinado. Akguc *et al.*, (2010)^a; Kabata-Pendias y Pendias (2001)^b; Padmavathiamma y Li (2007)^c; Calzoni *et al.*, (2007)^d; Serbula *et al.*, (2012)^e.

De acuerdo con los parámetros y límites de fitotoxicidad, las concentraciones de Cu, Fe, Mn y Zn en *P. dulce* y *P. guajava* se encuentran dentro de los límites normales. Sin embargo, las concentraciones de Cr, Ni y Pb rebasan fuertemente estos límites, esto es un indicativo de que estas dos especies son resistentes a los metales pesados en ambientes con alto grado de contaminación.

Por otro lado, el patrón de acumulación es debido a las diversas estrategias para evitar la acumulación, estas estrategias incluyen la unión de metales como el Ni y el Cr con aminoácidos, péptidos y ácidos orgánicos para formar compuestos de bajo peso molecular, la formación de fitoquelatinas, mediante la unión de Cu y Pb con las proteínas ricas en azufre (Bako *et al.*, 2005). Además, la selección de especies nativas presenta mejores propiedades para la extracción de metales pesados sobre las especies no nativas, ya que es muy común la introducción de especies a los paisajes urbanos; es importante señalar que la introducción a ciegas de especies tiene muchas desventajas, como altos costos, bajas tasas de supervivencia, un crecimiento deficiente, invasión ecológica, disminución del valor estético y un débil valor ecológico. Como tal, las especies de plantas nativas con la capacidad de acumular grandes cantidades de metales pesados proporcionan la mejor opción para la ecologización de las zonas urbanas (Hu *et al.*, 2014).

Otro factor importante que se debe de tomar en consideración sobre la cantidad y tipo de contaminante que puede ser acumulado son las variaciones estacionales, ya que se detectan las fluctuaciones espaciales y temporales de la contaminación atmosférica en zonas urbanas (Tomašević *et al.*, 2011). Tal es el caso de un estudio realizado por Bako *et al.* (2005) en el cual analizaron las variaciones estacionales en *Dichrostachys cinérea*, *Ficus platyphylla*, *Isobertina doka* y *Securnega virosa* en dos temporadas (seca y húmeda), encontraron disminución en las concentraciones de Cu y Ni de la temporada seca a la temporada húmeda. Sin embargo, esto no sucedió en las concentraciones de Cr, ya que hubo un aumento de la temporada húmeda a la temporada seca en las hojas de *D. cinérea*, *I. doka* y *S. virosa*, estos autores atribuyeron esto a que durante el estrés hídrico se reduce la absorción y el transporte de iones, además de que el volumen de la solución del suelo es más pequeño, la cantidad de compuestos poco solubles se reduce y las plantas no son capaces de absorber grandes cantidades de compuestos poco solubles. De manera similar Singh *et al.*, (2005) evaluaron las variaciones de Pb durante las cuatro estaciones del año en hojas de *Dalbergia sissoo*, en donde fueron mayores las concentraciones durante el invierno que durante el verano.

En otro estudio, se analizaron las variaciones mensuales de las concentraciones de Cu, Cr, Fe, Ni, Pb y Zn en hojas de *Bidens pilosa*; las concentraciones más altas de Cu fueron en el mes de julio, las de Cr en el mes de agosto, las de Fe en el mes de enero, las de Ni en el mes de marzo, las de Pb en octubre y las de Zn en el mes de marzo (Yuh-Shen *et al.*, 2010). . En nuestro estudio las mayores concentraciones de metales pesados tanto en las hojas de *P. dulce* como en las de *P. guajava* se encontraron durante la temporada seca. Esto es atribuible a factores regionales topográficos y meteorológicos complejos, principalmente por la dirección del viento (Sawidis *et al.*, 2012). En el Área Metropolitana de Guadalajara generalmente existe ausencia de viento y/o son vientos débiles (menores a 5 km h⁻¹). Asimismo, la dirección de estos ocurre de oeste-suroeste, oeste y oeste-noroeste, norte y sur, aunque estos dos últimos son poco significativos en la circulación local, propicia una mala dispersión y transporte de los contaminantes atmosféricos, a pesar de que por la tarde y noche ocurre un aumento gradual en el flujo del viento, éste no es lo suficientemente significativo para dispersar los contaminantes.

De igual manera, la frecuencia mensual dominada por calmas ocurre de octubre a enero y que a pesar de que en los meses de junio, julio y agosto se presentan frecuencias de calmas elevadas, el exceso de humedad y el periodo de lluvias limpian la atmósfera disminuyendo la contaminación. También esta contaminación se acentúa por las inversiones térmicas y estas se correlacionan significativamente con el material particulado (PM₁₀), lo cual a su vez se correlaciona con la humedad relativa, es decir, a medida que la atmósfera es más seca, la inversión térmica es mayor (García *et al.*, 2014). Lo anterior es concordante con los resultados obtenidos por Saldarriaga-Noreña *et al.*, (2011) en donde evaluaron las concentraciones del material particulado menor a 2.5 micras (PM_{2.5}) en el AMG. Estos autores encontraron diferencias significativas entre la temporada seca y húmeda en las estaciones de monitoreo atmosférico Centro y Miravalle, en donde en esta última existió un mayor número de partículas durante la temporada seca. En zonas urbanas la cantidad de metales pesados atmosféricos suele estar relacionado con el tráfico vehicular (Angoletta *et al.*, 1993; Cook *et al.*, 1994; Asgari y Amini, 2011) y en menor instancia por los procesos industriales. Sin embargo, es bien sabido que el Pb es uno de los contaminantes más abundantes en todas las áreas urbanas, esto se asocia a diversos

procesos industriales (Calzoni *et al.*, 2007). Estas emisiones se han relacionado de manera significativa con el tráfico vehicular (Gromov y Emelina, 1994; Li *et al.*, 2001; Viard *et al.*, 2004; Kord *et al.*, 2010; Hu *et al.*, 2014). Sin embargo, el uso de combustibles fósiles con plomo no es utilizado desde hace más de 20 años. Esto concuerda con algunos autores como Singh *et al.*, (2005) en donde indican una drástica reducción de un 55% en la concentración de Pb atmosférico de 1994 al 2002 en hojas de *D. sissoo*. De manera similar, Franzaring *et al.*, (2010) señalan una reducción de las concentraciones de Pb en las hojas de ocho especies durante un periodo de 20 años (1985 al 2006). En México las autoridades ambientales iniciaron a partir de 1986 el proceso de reducción de plomo en la gasolina, reduciendo las concentraciones de 3.5 a 0.4 ml de tetraetilo de plomo por galón de gasolina y a partir de 1990 se introdujo la gasolina MAGNA SIN, que después de aproximadamente once años concluyeron con la comercialización y su total eliminación en diciembre 1997. Estas acciones alcanzaron en el año de 1992 una reducción del 88% del Pb atmosférico (PEMEX, 2015). Durante la década de los ochentas, tan sólo en la Ciudad de México se liberaron alrededor de 1, 500 toneladas cúbicas de plomo, representando el 30% del Pb atmosférico en todo el país (Cortez-Lugo *et al.*, 2003).

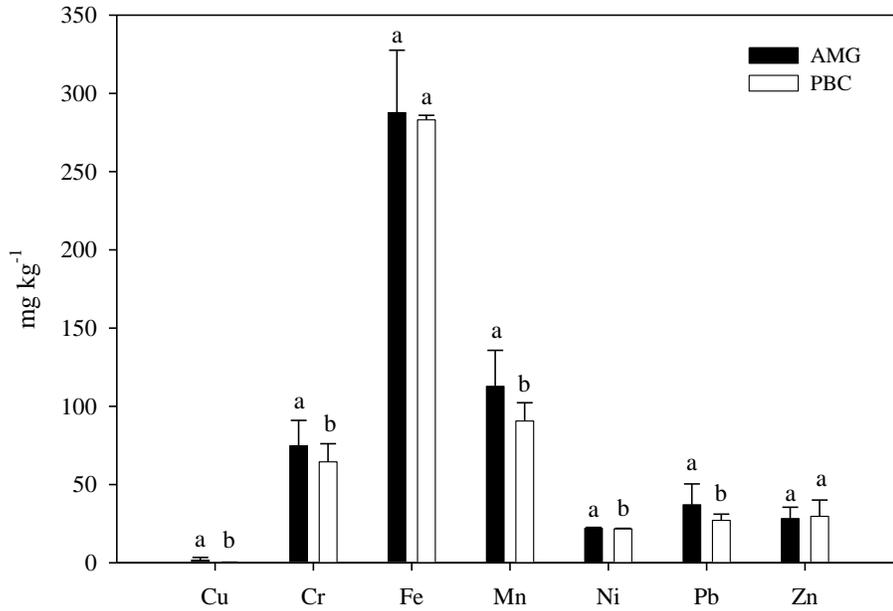
En un estudio realizado por Cortez-Lugo *et al.*, (2003) determinaron las concentraciones de Pb atmosférico en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México durante un periodo de 10 años (1988 a 1998), en donde para agosto de 1997 se redujeron en un 89% las emisiones de Pb en esta zona metropolitana. En el Área Metropolitana de Guadalajara las concentraciones de Pb en la estación de Miravalle fueron de 996.45 ng y en la estación Centro de 558.0 ng (Saldarriaga-Noreña *et al.*, 2011), lo que indica que estas concentraciones se deben en mayor medida a las emisiones industriales, sin embargo, este sigue presente como una huella de las emisiones vehicules de las décadas pasadas (Calzoni *et al.*, 2007). Recientemente en un estudio realizado con motores que trabajan con combustibles fósiles, se señaló la importancia de la emisión de metales pesados producto de la corrosión del material de la maquinaria (Valderrama *et al.*, 2009), lo cual indica que es menester evaluar los aspectos asociados a la quema de combustibles en maquinarias empleadas, por ejemplo en el transporte público y particular.

7.3.2. Acumulación de metales pesados en frutos

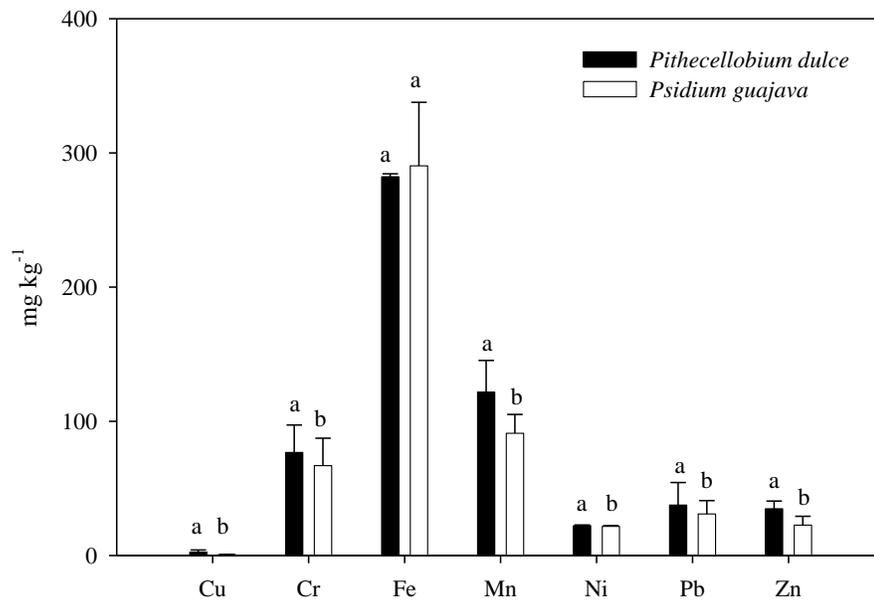
En relación a los sitios de muestreo se observaron diferencias significativas entre los metales Cu, Cr, Mn, Ni y Pb, en donde en los frutos colectados en el AMG se obtuvieron las mayores concentraciones de Cu, Cr, Mn y Pb (1.63, 74.79, 112.75 y 37.02 mg kg⁻¹ respectivamente) y en el PBC se registraron las mayores concentraciones de Ni (22.05 mg kg⁻¹). No se observaron diferencias significativas en las concentraciones de Fe y Zn, sin embargo, en el AMG existieron las mayores concentraciones de Fe (287.09) y en el PBC las de Zn (29.67) (Gráfica 4, anexo III, tabla 29).

Respecto a las concentraciones de metales pesados en los frutos se encontraron diferencias significativas entre las especies para todos los metales, excepto para Fe. Los frutos de *P. dulce* presentaron mayor concentración de Cu, Cr, Mn, Ni, Pb y Zn (2.29, 76.75, 121.82, 22.19, 37.49 y 34.77 mg kg⁻¹ respectivamente). A pesar de que no se encontraron diferencias significativas respecto al Fe, este se acumula en mayor cantidad en los frutos de *P. guajava* (290.28 mg kg⁻¹) (Gráfica 5, anexo III, tabla 28).

De manera consistente con la presencia de metales pesados en las hojas, en fruto se registraron los porcentajes de acumulación más altos en el AMG, siendo nuevamente *P. dulce* la especie en donde se encontró la mayor concentración de metales (Tablas 8 y 9), esto sigue siendo un factor que no solo resulta importante, sino determinante para la acumulación en tejidos vegetales.



Gráfica 4. Concentraciones medias (\pm SD) de Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en los frutos colectados en el AMG y PBC. Letras diferentes indican diferencias significativas.



Gráfica 5. Concentraciones medias (\pm SD) de Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en los frutos de *P. dulce* y *P. guajava*. Letras diferentes indican diferencias significativas.

Tabla 8. Porcentajes de las concentraciones de los metales pesados (mg kg^{-1}) en los frutos de *Pithecellobium dulce* y *Psidium guajava*.

Elemento	<i>P. dulce</i>	<i>P. guajava</i>
Cu	90	10
Cr	53	47
Fe	59	51
Mn	57	43
Ni	50	50
Pb	55	45
Zn	60	40

Tabla 9. Porcentajes de las concentraciones de los metales pesados (mg kg^{-1}) en los frutos de *Pithecellobium dulce* y *Psidium guajava* colectados en el AMG y PBC.

Elemento	AMG	PBC
Cu	93	7
Cr	74	26
Fe	71	29
Mn	75	25
Ni	71	29
Pb	77	23
Zn	70	30

A pesar de que las plantas pueden ayudar a mitigar los problemas de la contaminación atmosférica por metales pesados en zonas urbanas, es importante destacar que estos pueden acumularse en los frutos de árboles que se encuentran comúnmente en zonas con alto tráfico vehicular, lo cual puede llegar a representar un riesgo potencial a la población que los consume. En diversos trabajos se ha relacionado de la contaminación atmosférica con la acumulación de metales pesados en frutos encontrados en zonas urbanas, tal es el caso del estudio realizado por Rossini Oliva *et al.*, (2008) en el cual investigaron los niveles de metales pesados en naranja (*Citrus aurantium*) en espacios urbanos, en donde las mayores concentraciones se presentaron en Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn. Al igual que en las hojas de las especies del presente trabajo los resultados obtenidos en los frutos de *P. dulce* y *P. guajava* muestran mayores concentraciones de Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en el sitio con alto

grado de contaminación. De manera similar, se registraron mayores concentraciones de Cu, Cr, Ni, Pb y Zn en los frutos de *P. dulce* y *P. guajava* colectados en el sitio con alto grado de contaminación, en comparación con frutos de manzana (*Malus communis*), cerezo silvestre (*Cornus mas*) y ciruela (*Prunus spp.*) cercanos a carreteras de la provincia de Konya, Turquía (Hamurcu *et al.*, 2010). Si comparamos los datos de Pb en frutos como los obtenidos de la palma datilera (*Phoenix dactylifera*) con datos que oscilaron alrededor de 2.2 ppm en Riad, Arabia Saudita (Aldjain *et al.*, 2011) con los nuestros, podemos apreciar que los valores son mucho mayores en las especies de nuestro estudio (27.01 a 37.49 ppm). En otro estudio realizado por Basha *et al.*, (2014) analizaron las concentraciones de Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en plátano (*Musa acuminata*), papaya (*Carica papaya*) y naranja (*C. limetta*) cultivados en los alrededores de una industria de extracción de uranio. Las concentraciones de Cu en *C. papaya* (2.3 mg kg⁻¹) colectados en un radio de 10 km de esta industria, son similares a las encontradas en los frutos de *P. dulce* (2.29 mg kg⁻¹). Sin embargo, las concentraciones del resto de los metales pesados analizados (Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) en los frutos de *P. dulce* y *P. guajava* del Área Metropolitana de Guadalajara, son mayores que en los frutos de *M. acuminata*, *C. papaya* y *C. limetta*.

Al igual que en los frutos, se pueden encontrar concentraciones de metales pesados en hortalizas; un claro ejemplo de ello es el trabajo realizado por Pandey *et al.*, (2009) en el cual investigaron la acumulación de Cu, Cr, Ni y Pb en relación a la contaminación atmosférica en la ciudad de Benarés, India, en espinaca (*Spinacia oleracea*), rábano (*Raphanus sativus*) y jitomate (*Lycopersicon esculentum*). Las mayores concentraciones de Cu se encontraron en las hojas de espinaca, seguidas por las de Pb, Cr y Ni, teniendo una tendencia similar en el rábano y el jitomate. Por otra parte, en la provincia de Florencia, Italia, se evaluaron las concentraciones de Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en hojas de lechuga (*Lactuca sativa*) en once sitios diferentes. Estas concentraciones fueron comparadas con hojas de lechuga vendidas en los supermercados, siendo estas para el primer caso de 11.2, 5.5, 450, 85, 3.05, 1.59 y 75 mg kg⁻¹, respectivamente y las concentraciones en las lechugas de los supermercados fueron de 37.9, 2.4, 560, 45, 2.68, 1.33 y 81 mg kg⁻¹, respectivamente. En donde las concentraciones de Ni y Pb fueron mayores en el sitio contaminado que en las lechugas vendidas en los supermercados (Nali *et al.*, 2009).

De la misma forma, Von Hofften y Sämuel (2014) determinaron las concentraciones de Pb en frutos de manzana (*Malus domestica*) y dos variedades de ciruela (*Prunus domestica* subsp. *Syriaca* y *P. domestica* subsp. *Domestica*) que se encuentran comúnmente en sitios con alto grado de contaminación de la ciudad de Berlín. Asimismo compararon las concentraciones de Pb con frutos vendidos en los supermercados, en donde las concentraciones en la ciudad se encontraron en un rango de 23.1 a 29.3 mg kg⁻¹ y en los supermercados de 60.1 a 290.1 mg kg⁻¹. Ellos mencionan que el consumo de frutos encontrados en zonas urbanas y/o huertos urbanos son más seguros que los frutos vendidos en los supermercados. Esto concuerda con los resultados que obtuvieron Bagdatlioglu *et al.*, (2010) en frutos de fresa (*Fragaria ananassa*), cereza (*Prunus avium*) y uva (*Vitis vinifera*) vendidos en los supermercados de la ciudad de Manisa, Turquía, en donde las concentraciones se encontraban entre 0.51 a 0.85 µg g⁻¹ de Cu, de 2.58 a 5.55 µg g⁻¹ de Fe, de 0.001 a 0.005 µg g⁻¹ de Pb y de 0.41 a 1.10 de Zn µg g⁻¹.

De manera similar, Özcan *et al.*, (2012) analizaron el contenido de metales pesados (Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) en frutos de uva (*Vitis vinifera*), limón (*Citrus limon*), mandarina (*C. tangerina*), membrillo (*Cydonia oblonga*), manzana (*Malus domestica* cv. Golden Delicious) y pera (*Pyrus communis* cv. Ankara) vendidos en supermercados de la provincia de Konya, Turquía. Las concentraciones de Cu estuvieron en un rango de 4.72 a 8.91 mg kg⁻¹, las de Cr de 0.23 a 0.31 mg kg⁻¹, las de Ni de 0.20 a 1.14 mg kg⁻¹, las de Pb de 0.14 a 0.23 mg kg⁻¹ y las de Zn de 0.46 a 9.04 mg kg⁻¹. Respecto al estudio realizado por Hamurcu *et al.*, (2010) en la misma ciudad pero en frutos tomados de zonas urbanas, las concentraciones de Cr y Ni fueron muy similares y las concentraciones de Pb fueron mayores que las registradas por Özcan *et al.*, (2012), lo cual indica que la contaminación atmosférica contribuye de manera significativa a la acumulación de metales pesados en los frutos encontrados en zonas urbanas. Por otro lado, se han encontrado concentraciones elevadas de metales pesados en plantas medicinales como *Terminalia arjuna*, *Cassia fistula* y *Eucalyptus camaldulensis*, localizadas en sitios urbanos con alto grado de contaminación (Deeba y Ahmed, 2012). Así como en ciertas especias como el jengibre (*Zingiber officinale*), romero (*Rosmarinus officinalis*), cilantro (*Coriandrum sativum*), chile (*Capsicum annuum*) y clavo (*Syzygium aromaticum*) en un amplio rango de concentraciones (Soylak *et al.*, 2012).

Todo esto concuerda con los resultados obtenidos, en donde las concentraciones de metales pesados en los frutos de *P. dulce* y *P. guajava* en un ambiente con alto grado de contaminación es un indicativo de que la deposición atmosférica puede elevar sustancialmente los niveles de metales pesados en frutos.

La cantidad de un contaminante en los tejidos vegetales puede ser considerado como un indicativo de la contaminación ambiental, permitiendo evaluar el grado real de la contaminación en zonas urbanas, sobre la base de que el tráfico vehicular es el mayor contribuyente de la contaminación atmosférica en este tipo de ambientes (Aceto *et al.*, 2003; Çelik *et al.*, 2005; Rucandio *et al.*, 2011). Gran parte de las investigaciones relacionadas con la fijación de contaminantes *in situ*, se han llevado a cabo con especies herbáceas, que si bien no tienen la misma dinámica de desarrollo e incorporación de contaminantes, son una base de comparación, particularmente cuando hablamos de especies comestibles, debido a los escasos estudios que se llevan a cabo en nuestro país.

La realización de este tipo de estudios en frutos expuestos a contaminantes urbanos, pueden ser utilizados como indicadores biológicos de contaminación por metales pesados, además de que podrían tener la finalidad de proporcionar seguridad alimentaria a la población que los consume, ya que la ingesta de estos es una de las principales vías por las cuales los metales pueden ingresar en las cadenas tróficas. Por tanto, existe la necesidad de investigar los posibles riesgos para la población debido a la exposición crónica a la contaminación por metales pesados en frutas y verduras (Beccaloni *et al.*, 2012).

Cabe resaltar que recientemente las especies frutales son cada vez más utilizadas con fines de reforestación urbana, además de que durante los últimos años he existido un auge por los huertos urbanos ya que cada vez son más los habitantes los que producen sus propios alimentos, así como organismos gubernamentales que proporcionan programas para la realización de huertos urbanos. En México existe el programa de la “Cruzada Nacional Contra el Hambre” en el cual se proporcionan elementos de diseño, planeación e instrumentación para la población de escasos recursos, mediante programas sociales para erradicar la pobreza alimentaria y con ello disminuir la tasa de desnutrición en algunas

poblaciones mexicanas (SEDESOL, 2015). Sin embargo, los efectos causados en la salud humana por el consumo de este tipo de alimentos han despertado gran controversia, ya que por un lado existe el riesgo asociado a la contaminación por metales pesados y por el otro son los nutrientes esenciales que proporcionan estos alimentos, puesto que la OMS recomienda consumir 400 gramos de frutas y verduras diariamente, es importante definir la cantidad de metales pesados acumulados en estos alimentos puesto que el grado de toxicidad depende de la ingesta diaria (Orisakwe *et al.*, 2012).

7.4. Estimación de la evaluación de riesgos

Con base en los valores establecidos de la FAO/OMS (JECFA, 2013) sobre los límites de ingesta de metales pesados como el Cu, Fe, Zn y Pb, se obtiene que para el total de la población (hombres y mujeres de todas las edades) que ingieren 100 g de los frutos de *P. dulce* pueden estar consumiendo 0.255 mg kg⁻¹ al día de Cu, 14.723 mg kg⁻¹ al día de Fe, 1.3814 mg kg⁻¹ al día de Zn y 0.4723 mg kg⁻¹ a la semana de de Pb. El porcentaje de consumo comparado con la IDMTP es del 1, 26 y 2 de Cu, Fe y Zn respectivamente. Respecto a la ISTP el consumo es del 27 % de Pb.

En los frutos de *P. guajava* se estima que se puede consumir 0.169, 33.923 y 3.770 mg kg⁻¹ al día de Cu, Fe y Zn, respectivamente. Siendo el equivalente de menos del 1 % de Cu, 60 % de Fe y el 5 % de Zn comparado con la IDMTP. Finalmente, la estimación de ingesta de Pb es de 1.023 mg kg⁻¹ a la semana, siendo esto el 58 % de la ISTP (Tabla 10). Se puede observar que en el cálculo para este grupo de la población los porcentajes de ingesta de Cu y Zn son mucho más bajos en comparación con los porcentajes de Fe y Zn, sin embargo para los frutos de *P. guajava* este porcentaje puede llegar a superar el 50 % de los límites establecidos, lo cual puede implicar un riesgo potencial a la salud de quien los consume.

Tabla 10. Ingesta estimada de los metales pesados Cu, Fe, Zn y Pb (mg kg^{-1} peso fresco) en frutos de *Pithecellobium dulce* y *Psidium guajava* en el total de la población.

Especie	Elemento	IDMTP* ISTP**	Concentración Peso fresco (mg kg^{-1})	Ingesta estimada (mg kg^{-1})	Porcentaje de ingesta comparado con la IDMTP e ISTP
<i>P. dulce</i>	Cu*	0.5	0.8958	0.255	1
	Fe*	0.8	82.451	14.723	26
	Zn*	1	9.6699	1.3814	2
	Pb**	0.025	11.811	0.4723	27
<i>P. guajava</i>	Cu*	0.5	0.5923	0.169	0.5
	Fe*	0.8	189.9714	33.923	60
	Zn*	1	26.4598	3.779	5
	Pb**	0.025	25.5949	1.023	58

* mg kg^{-1} de peso corporal por día (Cu = 35, Fe = 56, Zn = 70 mg kg^{-1})

** mg kg^{-1} de peso corporal por semana (Pb = 1.75 mg kg^{-1})

La ingesta de metales pesados en infantes (niños y niñas de 0 a 5 años) que consumen 100 gramos de los frutos *P. dulce*, ingieren 1.558 mg kg^{-1} al día de Cu, 89.621 mg kg^{-1} al día de Fe y 8.40 mg kg^{-1} al día de Zn, lo cual representa el 27, más del 100 y 73 %, respectivamente de la IDMTP. La ingesta de Pb es de 2.876 mg kg^{-1} a la semana, superando el 100 % de la ISTP.

Con los cálculos realizados en los frutos de *P. guajava* se ingiere 0.007, 206.49 y 23.008 mg kg^{-1} al día de Cu, Fe y Zn, respectivamente y de Pb 6.231 mg kg^{-1} a la semana. Siendo el 12 % de Cu y más del 100 % para Fe y Zn de la IDMTP. De igual manera, se supera el 100 % del límite de ingesta de la ISTP para el Pb (Tabla 11). Estos resultados indican que este es un grupo muy vulnerable en cuanto a los metales pesados Fe, Zn y Pb, ya que en los frutos de *P. dulce* se supera el límite de ingesta de Fe y Pb y en los frutos de *P. guajava* se supera el límite de Fe, Pb y Zn. Esto puede llegar a provocar serios daños en este grupo de la población.

Tabla 11. Ingesta estimada de los metales pesados Cu, Fe, Zn y Pb (mg kg^{-1} peso fresco) en frutos de *Pithecellobium dulce* y *Psidium guajava* en infantes.

Especie	Elemento	IDMTP* ISTP**	Concentración Peso fresco (mg kg^{-1})	Ingesta estimada (mg kg^{-1})	Porcentaje de ingesta comparado con la IDMTP e ISTP
<i>P. dulce</i>	Cu*	0.5	0.8958	1.558	27
	Fe*	0.8	82.451	89.621	> 100
	Zn*	1	9.6699	8.408	73
	Pb**	0.025	11.811	2.876	> 100
<i>P. guajava</i>	Cu*	0.5	0.5923	0.007	12
	Fe*	0.8	189.9714	206.490	> 100
	Zn*	1	26.4598	23.008	> 100
	Pb**	0.025	25.5949	6.231	> 100

* mg kg^{-1} de peso corporal por día (Cu = 5.75, Fe = 9.2, Zn = 11.5 mg kg^{-1}).

** mg kg^{-1} de peso corporal por semana (Pb = 0.28 mg kg^{-1}).

En el grupo de niños (niños y niñas de 5 a 10 años de edad) la ingesta estimada por el consumo de los frutos de *P. dulce* es de 0.542 mg kg^{-1} de día de Cu, 31.231 mg kg^{-1} al día de Fe y 2.930 de Zn mg kg^{-1} al día, siendo el equivalente al 3 %, más del 100 % y el 8 %, respectivamente de la ingesta diaria máxima tolerable provisional. Respecto a la ingesta de Pb en estos frutos es de 1.002 mg kg^{-1} a la semana, lo cual es más del 100 % del límite de la ingesta semanal tolerable provisional. En los frutos de *P. guajava*, este grupo poblacional puede ingerir 0.002, 71.958 y 8.018 mg kg^{-1} al día de Cu, Fe y Zn, respectivamente, esto es menos del 1 % de Cu, más del 100 % de Fe y 23 % de Zn de la IDMTP. La ingesta de Pb en estos frutos es de 2.171 mg kg^{-1} a la semana, lo cual es más del 100 % de la ISTP (Tabla 12).

Al igual que en los infantes, este grupo es potencialmente vulnerable para los metales pesados Fe y Pb en ambos frutos, puesto que se puede llegar a superar el 100 % de los límites de ingesta establecidos por la FAO/OMS. Esto indica que el peso (kg) de cada individuo es determinante en la toxicidad y daño a estos contaminantes ambientales.

Tabla 12. Ingesta estimada de los metales pesados Cu, Fe, Zn y Pb (mg kg^{-1} peso fresco) en frutos de *Pithecellobium dulce* y *Psidium guajava* en niños.

Especie	Elemento	IDMTP* ISTP**	Concentración Peso fresco (mg kg^{-1})	Ingesta estimada (mg kg^{-1})	Porcentaje de ingesta comparado con la IDMTP e ISTP
<i>P. dulce</i>	Cu*	0.5	0.8958	0.542	3
	Fe*	0.8	82.451	31.231	> 100
	Zn*	1	9.6699	2.930	8
	Pb**	0.025	11.811	1.002	> 100
<i>P. guajava</i>	Cu*	0.5	0.5923	0.002	< 1
	Fe*	0.8	189.9714	71.958	> 100
	Zn*	1	26.4598	8.018	24
	Pb**	0.025	25.5949	2.171	> 100

* mg kg^{-1} de peso corporal por día (Cu = 16.5, Fe = 26.4, Zn = 33 mg kg^{-1}).

** mg kg^{-1} de peso corporal por semana (Pb = 0.82 mg kg^{-1}).

La porcentajes de ingesta de los metales pesados Cr, Ni y Mn se realizaron con base en a la ingesta tolerable (IT) establecida por la EFSA (Cr y Ni) y la EPA (Mn). Apoyados en estos valores, se obtiene que para el consumo en 100 gramos de los frutos de *P. dulce* en el total de la población se ingiere 0.838 mg kg^{-1} al día de Cr, 0.721 mg kg^{-1} al día de Ni y 39.683 mg kg^{-1} al día de Mn. Esto es menos del 1 % para Cr, 1 % para Ni y más del 100 % para Mn comparado con la IT (EFSA/EPA).

Para las concentraciones ingeridas en los frutos de *P. guajava* se calcula que puede ser de 1.519 mg kg^{-1} al día de Cr, 1.552 mg kg^{-1} al día de Ni y 61.194 mg kg^{-1} al día de Mn; siendo menos del 1 %, 2 % y más del 100 % de Cr, Ni y Mn, respectivamente de la ingesta tolerable (EFSA/EPA) (Tabla 13). Se puede observar que los porcentajes del cálculo de ingesta de Cr y Ni en ambos frutos son muy bajos en comparación con las ingestas de Fe, Pb y Zn. Sin embargo, la ingesta de Mn supera el 100 % del límite establecido en ambos frutos.

Tabla 13. Ingesta estimada de los metales pesados Cr, Ni y Mn (mg kg^{-1} peso fresco) en frutos de *Pithecellobium dulce* y *Psidium guajava* en el total de la población.

Especie	Elemento	IT		Concentración Peso fresco (mg kg^{-1})	Ingesta estimada ($\text{mg kg}^{-1}/\text{día}$)	Porcentaje de ingesta comparado con la IT
		ESFA*	EPA**			
<i>P. dulce</i>	Cr*	4.10		24.0607	0.838	< 1
	Ni*	1.30		6.565	0.721	1
	Mn**	0.14		38.8900	39.683	> 100
<i>P. guajava</i>	Cr*	4.10		43.6177	1.519	< 1
	Ni*	1.30		14.1322	1.552	2
	Mn**	0.14		59.9702	61.194	> 100

* mg kg^{-1} de peso corporal por día (Cr = 287, Ni = 91 mg kg^{-1}).

** mg kg^{-1} de peso corporal por día (Mn = 10 mg kg^{-1}).

Los valores calculados de ingesta en infantes (niños y niñas de 0 a 5 años de edad) en los frutos *P. dulce* son de Cr 5.1030 mg kg^{-1} al día, siendo el 10 % de la IT (EFSA); de Ni 1.5529 mg kg^{-1} al día, lo cual es el 30 % de la IT (EFSA) y de Mn 61.194 mg kg^{-1} al día, superando el 100 % de la IT (EPA). Para los frutos de *P. guajava* las concentraciones de Cr, Ni y Mn son de 9.250, 9.453 y 372.248 mg kg^{-1} al día, respectivamente. Lo cual equivale al 20 %, 63 % y más del 100 % comparado con la ingesta tolerable (EFSA/EPA) (Tabla 14).

Para este grupo los porcentajes de ingesta de Cr y Ni son mayores que para el total de la población. Se puede observar que el porcentaje de Cr en los frutos de *P. guajava* en este grupo, es más alto que el porcentaje de Cu, sin embargo, no se llega a superar la ingesta de Fe, Pb y Zn. Pero para el Mn, al igual que en el primer grupo se supera el porcentaje de ingesta tolerable.

Tabla 14. Ingesta estimada de los metales pesados Cr, Ni y Mn (mg kg^{-1} peso fresco) en frutos de *Pithecellobium dulce* y *Psidium guajava* en infantes.

Especie	Elemento	IT		Concentración Peso fresco (mg kg^{-1})	Ingesta estimada ($\text{mg kg}^{-1}/\text{día}$)	Porcentaje de ingesta comparado con la IT
		ESFA*	EPA**			
<i>P. dulce</i>	Cr*	4.10		24.0607	5.1030	10
	Ni*	1.30		6.565	4.3914	30
	Mn**	0.14		38.8900	241.1332	> 100
<i>P. guajava</i>	Cr*	4.10		43.6177	9.250	20
	Ni*	1.30		14.1322	9.453	63
	Mn**	0.14		59.9702	372.248	> 100

* mg kg^{-1} de peso corporal por día (Cr = 47.1, Ni = 15 mg kg^{-1}).

** mg kg^{-1} de peso corporal por día (Mn = 1.6 mg kg^{-1}).

Finalmente en niños (niños y niñas de 5 a 10 años de edad) el consumo calculado de Cr es de 1.778 mg kg^{-1} al día, de Ni es de 1.53 mg kg^{-1} al día y de Mn es de 84.17 mg kg^{-1} al día en los frutos de *P. dulce*, lo cual el porcentaje de estas ingestas comparado con la IT (EFSA/EPA) son de 1, 4 y más del 100%, respectivamente.

Respecto al consumo de los frutos de *P. guajava* las concentraciones de las ingestas estimadas son de 3.22 mg kg^{-1} al día de Cr, 0.37 de Ni mg kg^{-1} al día y 129.80 mg kg^{-1} al día de Zn, lo cual es el 2 % de Cr, menos del 1 % de Ni y más del 100 % de Zn de la ingesta tolerable (EFSA/EPA) (Tabla 15).

En este grupo los porcentajes de ingesta de Cr y Ni son casi igual de bajos que para el primer grupo y en comparación con los porcentajes de Cu y Zn. Sin embargo, los porcentajes de Mn siguen superando el límite establecido por la EPA al igual que los grupos anteriores.

Tabla 15. Ingesta estimada de los metales pesados Cr, Ni y Mn (mg kg^{-1} peso fresco) en frutos de *Pithecellobium dulce* y *Psidium guajava* en niños.

Especie	Elemento	IT	Concentración	Ingesta	Porcentaje de
		ESFA*	Peso fresco (mg kg^{-1})	estimada ($\text{mg kg}^{-1}/\text{día}$)	ingesta comparado con la IT
<i>P. dulce</i>	Cr*	4.10	24.0607	1.778	1
	Ni*	1.30	6.565	1.530	4
	Mn**	0.14	38.8900	84.177	> 100
<i>P. guajava</i>	Cr*	4.10	43.6177	3.223	2
	Ni*	1.30	14.1322	0.372	< 1
	Mn**	0.14	59.9702	129.805	> 100

* mg kg^{-1} de peso corporal por día (Cr = 135, Ni = 42 mg kg^{-1}).

** mg kg^{-1} de peso corporal por día (Mn = 4.6 mg kg^{-1}).

Los estudios sobre las tasas de ingesta de metales pesados mediante el consumo de frutos urbanos son escasos, sin embargo estos ya han sido realizados en algunos países como Italia, nuestro estudio revela que los grupos (particularmente menores de edad) pueden llegar a ser vulnerables al consumir frutos, ya que acorde a la tasa de ingesta calculada pueden estar excediendo el consumo de metales tóxicos como el Pb. Lo anterior es consistente con un estudio llevado a cabo por Beccaloni et al. (2012) quienes encontraron que las concentraciones de Pb y Zn en 35 especies de frutos y hortalizas estuvieron en un rango de fueron 0.07 a 3.31 y de 4.93 a 25.27 mg kg^{-1} , respectivamente. Al mismo tiempo estimaron la tasa de ingesta pro cápita en base a los límites establecidos por la OMS (JECFA, 2013), los cuales se clasificaron en tres categorías de la población: total de la población, infantes y niños.

Para el caso del Pb se comparó con la ISTP, en donde los porcentajes de ingesta fueron de 43 %, 97 % y 70 %, respectivamente y para el caso del Zn se comparó con la IDMTP, en donde los porcentajes fueron de 5.2 %, 11.5 % y 8.7 %, respectivamente. Estos resultados no superaron los parámetros toxicológicos establecidos por la OMS. Sin embargo, los porcentajes de Zn para el total de la población fueron más bajos y para los

infantes fueron más altos tanto en frutos de *P. dulce* y como en los de *P. guajava*. Respecto a los porcentajes de Pb se obtuvieron porcentajes más altos para el total de la población en frutos de *P. guajava*, así como para infantes y niños en ambos frutos. Previamente Gutiérrez-Martínez (2013) realizó un estudio en el que se comprobaba que una acción tan simple como lavar las hojas puede llegar a constituir una diferencia en la concentración de los metales pesados, lo cual puede aplicarse a frutos expuestos a zonas contaminadas en un área urbana, ya que la diferencia en las concentraciones de los metales encontrados en hojas lavadas puede llegar a ser de menor que en las hojas no lavadas. Puesto que estos elementos en altas concentraciones pueden causar problemas en la salud de quien los consume y de que además los alimentos son la principal fuente de ingesta de metales pesados, diversas organizaciones internacionales y países han establecido límites de ingesta tolerables con el fin de proporcionar una mayor seguridad alimentaria (Tabla 16).

Tabla 16. Límites de ingesta (mg kg^{-1}) en humanos establecidos internacionalmente

Organismo	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Zn
CE SCF	5	-	-	-	-	25
CRN	2	-	60	10	-	30
EFSA	-	250	-	-	1.30	-
EPA	-	70	-	10	-	-
EVM	7.5 - 10	10	17	12.2	-	25 - 42
FDA	-	-	-	2.3	-	15
OIM	1.2 - 1.5	-	45	11 - 15	ND	40
OMS	0.5	250	0.8	-	-	-

El conocimiento de las concentraciones de los metales pesados en frutos encontrados en zonas urbanas proporciona información sobre los niveles de contaminación existentes en las ciudades, ya que cuando la ingestión sobrepasa este límite, se elevan los riesgos para la salud (Mahan y Escott-Stump, 2009). Además, el conocimiento de la composición y cantidad acumulada de los metales pesados en estos frutos es importante para advertir a la población y con reducir el riesgo asociado a la absorción de estos en humanos para ayudar a mejorar la calidad de vida de los habitantes en las grandes ciudades, como el Área Metropolitana de Guadalajara.

8. CONCLUSIONES

1. En el Área Metropolitana de Guadalajara la contaminación atmosférica contribuye de manera significativa a la acumulación de metales pesados en hojas y frutos de *P. guajava* y *P. dulce*.
2. Las concentraciones más altas de Pb registradas en hoja y fruto se obtuvieron en el Área Metropolitana de Guadalajara en *P. dulce*.
3. La presencia de metales pesados en el suelo no es debido a los minerales formadores del mismo, sino que puede deberse a la reincorporación de estos contaminantes por la desintegración de las hojas que caen al suelo.
4. Las especies estudiadas además de ser nativas pueden servir como especies bioacumuladoras fijando los contaminantes atmosféricos, debido a su tolerancia a los metales pesados.
5. La especie *P. dulce* puede ser considerada como la que mayor acumulación registró en comparación con *P. guajava*, por lo que se puede considerar como una especie bioacumuladora eficiente para espacios urbanos con alto grado de contaminación.
6. El consumo de frutos en espacios con mayor grado de contaminación puede representar un riesgo para la población considerando una ingesta diaria y/o semanal de 100 g.
7. El estudio de las variabilidades de las composiciones químicas en los tejidos de las plantas entre ambientes no contaminados y/o poco contaminados comparado con ambientes contaminados es una manera de identificar el grado de contaminación y/o las fuentes de contaminación en espacios urbanos.

9. RECOMENDACIONES

1. El presente estudio abre las puertas a una gran cantidad de estudios multidisciplinarios, ya que además del seguimiento en el área de la salud, debido a los riesgos que la población puede tener al consumir frutos de zonas contaminadas (particularmente sin lavar), es necesario profundizar en ésta área, ya que por un lado es necesario determinar las zonas de la planta en que se acumulan los metales pesados y en cuál o cuáles tejidos pueden llegar a acumularse.
2. Por otro lado, los estudios ecofisiológico nos pueden indicar los mecanismos por los cuales estas plantas son tolerantes a estos contaminantes sin que se vea disminuida de forma significativa su desarrollo.
3. Aunado a lo anterior, es pertinente realizar un estudio para identificar el tejido donde se acumulan y depositan este tipo de contaminantes.
4. Asimismo es importante ampliar el número de especies a estudiar debido a la respuesta que pudieran tener con respecto a los contaminantes y otros factores determinantes para la implementación del arbolado en espacios urbanos.
5. El establecimiento de flora urbana debe hacerse con una planificación basada en estudios científicos, los cuales no sólo deben de responder a aspectos estéticos o prácticos (como que no levanten banquetas) sino que deben de responder a una planificación ecológica en el más amplio sentido científico y social.

10. REFERENCIAS

- Abollino O., Aceto, M. Malandrino, M. Mentaste, E. Sarzanini, C. & R. Barberis, 2002. Distribution and Mobility of Metals in Contaminated Sites. Chemometric Investigation of Pollutant Profiles. *Environmental Pollution*, 119: 177-181.
- Acosta-Álvarez M. M. 2007. Determinación de metales pesados en suelos agrícolas del Valle del Mezquital, Hgo. Tesis Licenciatura. Universidad Autónoma del estado de Hidalgo.
- Adamczyk-Szabela D., J. Markiewicz & W. M. Wolf. 2015. Heavy metal uptake by herbs. IV. Influence of soil pH on the content of heavy metals in *Valeriana officinalis* L. *Water, Air and Soil Pollution*, 226: 106-114.
- Alcalá J., M. Rosa, M. Moreno, J.C. Rodríguez, C. Loredó, J. L. Lara & J. Tapia. 2009. Concentraciones de Fe, Mn y Mg en material foliar de cinco especies arbóreas indicadoras de la contaminación urbana en la ciudad de Chihuahua, México. *Multequina*. 18 (1): 37-51.
- Aldjain I. M., M. H. Al-Whaibi, S. S. Al-Showiman & M. H. Siddiqui. 2011. Determination of heavy metals in the fruit of date palm growing at different locations of Riyadh. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 18: 175-180.
- Algalić S. C., S. B. Tošić, M. D. Dimitrijević, M. M. Antonijević & M. M. Nujkić. 2014. Assessment of the quality of polluted areas based on the content of heavy metals in different organs of the grapevine (*Vitis vinífera*) cv. Tamjanika. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (9): 7155-7175.
- Akguc N., I. I. Ozyigit, U. Yasar, Z. Leblecici & C. Yarci. 2010. Use of *Pyracantha coccinea* Roem. as a possible biomonitor for the selected heavy metals. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 7 (3): 427- 434.
- Asgari K. & H. Amini. 2011. Biomonitoring of trace element in air and soil pollution by using Acacia. *Journal of Research in Agricultural Science*, 7 (2): 115-124.
- ATSDR, 2015
http://www.atsdr.cdc.gov/es/training/arsenico/conversion_unidades.html
- Azimi S., P. Cambier, I. Lecuyer & D. Thevenot. 2004. Heavy metal determination in atmospheric deposition and other fluxes in northern France agrosystems. *Water, Air and Soil Pollution*, 157: 295-313.
- Bako S. P., I. I. Funtua & M. Ijachi. 2005. Heavy metal content of some savanna plant species in relation to air pollution. *Water, Air and Soil Pollution*, 161: 125-136.

- Bagdetlioglu N., C. Nergiz & P. G. Ergonul. 2010. Heavy metals levels in leafy vegetables and some selected fruits. *Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit*, 5: 421-428.
- Balasoorya B. L. W. K., R. Samson, F. Mbikwa, U. W. A. Vitharana, P. Boeckx & M. Van Meirvenne. 2009. Biomonitoring of urban habitat quality by anatomical and chemical leaf characteristics. *Environmental and Experimental Botany*, 65: 386-394.
- Basha A. M., N. Yasovardhan, S. V. Satyanarayana, G. V. Subba Reddy & A. V. Kumar. 2014. Trace metals in vegetables and fruits cultivated around the surroundings of Tummalapalle uranium mining site, Andhra Pradesh, India. *Toxicology reports*, 1: 505-512.
- Beccaloni E., F. Vanni, M. Beccaloni & M. Carere. 2012. Concentrations of arsenic, cadmium, lead and zinc in homegrown vegetables and fruits: Estimated intake by population in an industrialized area of Sardinia, Italy. *Microchemical Journal*, 107: 190-195.
- Birmaum K., R. Brogiolo, M. Schellenberg, E. Martinoia, W. J. Stark, D. Gunther, et al. 2010. No evidence for cerium dioxide nanoparticle translocation in maize plants. *Environmental Science and Technology*, 44: 8718-8723.
- Caggiano R., D'Emilio Mariagrazia, M. Macchiato & M. Ragosta. 2005. Heavy metals in ryegrass species versus metal concentrations in atmospheric particulate measured in an industrial area of southern Italy. *Environmental Monitoring and Assessment*, 102: 67-84.
- Calzoni G. L., F. Antagnoni, P. E. Fonti, A. Gnes & A. Speranza. 2007. Active biomonitoring of heavy metal pollution using *Rosa rugosa* plants. *Environmental Pollution*, 149: 239-245.
- Chauhan A. & P. C. Joshi. 2010. Effect of ambient air pollutants on wheat and mustard crops growing in the vicinity of urban and industrial areas. *New York Science Journal*. 3(2): 52-60.
- Chen Y., J. Wang, G. Shi, X. Sun, Z. Chen & S. Xu. 2011. Human health risk assessment of lead pollution in atmospheric deposition in Baoshan District, Shanghai. *Environmental Geochemistry Health*, 33: 515-523.
- COMA Committee on Medical Aspects of Food and Nutrition Policy: Dietary Reference Values for Food Energy and Nutrients for the UK 2011. HMSO, London.
- CONABIO, 2014 (*Phithecellobium dulce*)
<http://www.biodiversidad.gob.mx/Difusion/cienciaCiudadana/urbanos/ficha.php?item=Phithecellobium%20dulce>

- CONABIO, 2014 (*Psidium guajava*)
<http://www.biodiversidad.gob.mx/Difusion/cienciaCiudadana/urbanos/ficha.php?item=Psidium%20guajava>
- Cortez-Lugo M., M. Téllez-Rojo, H. Gómez-Dantés & M. Hernández-Ávila. 2003. Tendencia de los niveles de plomo en la atmósfera de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. 1988-1988. *Salud Pública*, 45 (2): 196-202.
- Curiel Ballesteros A., M. G. Garibay Chávez, V. Dadydova & G. Pinal. 2006. Evaluación fuentes de contaminantes al aire en la Zona Metropolitana de Guadalajara. Avances en la investigación científica en el CUCBA. XVII Semana de la Investigación Científica.
- Czarnowska K. & A. Milewska. 2000. The content of heavy metals in an indicator plant (*Taraxacum officinale*) in Warsaw. *Polish Journal of Environmental Studies*. 9 (2): 125-128.
- Deeba F., N. Abbas & R. Ahmed. 2012. Estimation of heavy metals in medicinal plants as a source of herbal medicine used in cardiovascular diseases. *Pakistan Journal of Scientific and Industrial Research Series B: Biological Sciences*, 55 (3): 114-116.
- De França E. J., E. A. De Nadai Fenandes, M. A. Bacchi & M. Saiki. 2004. Native trees as biomonitors of chemical elements in the biodiversity conservation of the Atlantic Forest. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 49: 579-592.
- De Temmerman L. & M. Hoenig. 2004. Vegetables crops for biomonitoring lead and cadmium deposition. *Journal of Atmospheric Chemistry*. 49: 121-135.
- De Vries W. P., F. A. M. Römkens, & G. Schütze. 2007. Critical soil concentrations of cadmium, lead and mercury in View of health effects on humans and animals. *Environmental Contamination toxicology* 191:91-130.
- Divan Junior A. M., P. Luiz de Oliveira, C. Trindade Perry, V. Lúcia Atz, L. N. Azzarini Rostirola & M. T. Raya Rodríguez. 2009. Using wild plant species as indicators for the accumulation of emissions from a thermal power plant, Candiota, South Brazil. *Ecological Indicators*, 9: 1156-1162.
- Durán Cuevas P. A. 2010. Transferencia de metales en suelo a planta en áreas mineras: Ejemplos de los Andes peruanos y de la Cordillera Prelitoral Catalana. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona.
- El-Rjoob Abdul-Wahab O., A. M. Massadeh & M. N. Omari. 2008. Evaluation of Pb, Cu, Zn, Cd, Ni and Fe levels in *Rosmarinus officinalis labriatae* (Rosemary) medicinal plant and soils in selected zones in Jordan. *Environmental Monitoring and Assessment*. 140: 61-68.
- EVM (Expert Group on Vitamins and Minerals. 2003. Safe upper levels for vitamins and minerals. Food Standars Agency.

- Franzaring J., I. Holz, J. Zipperle & A. Fangmeier. 2010. Twenty years of biological monitoring of element concentrations in permanent forest and grassland plots in Baden-Württemberg (SW Germany). *Environmental Science Pollution Research*, 17: 4-12.
- García G., A. L. Zanuzzi & A. Faz. 2005. Evaluation of heavy metal availability prior to an *in situ* soil phytoremediation program. *Biodegradation*, 16: 187-194.
- García M., H. Ramírez, H. Ulloa, S. Arias & A. Pérez. 2012. Las inversiones térmicas y la contaminación atmosférica en la Zona Metropolitana de Guadalajara. *Investigaciones geográficas*, 58: 09-29.
- García M., H. Ramírez, H. Ulloa G., O. García, A. Meulenert & J. Alcalá. 2013. Concentración de contaminantes SO₂, NO₂ y correlación con H⁺, SO₄⁻² y NO⁻³ durante la temporada de lluvias en la Zona Metropolitana de Guadalajara, Jalisco, México. *Revista Chilena de Enfermedades Respiratorias*, 29: 81-88.
- García M., H. Ulloa, H. Ramírez, M. Fuentes, S. Arias & M. Espinosa. 2014. Comportamiento de los vientos dominantes y su influencia en la contaminación atmosférica en la Zona Metropolitana de Guadalajara, Jalisco, México. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 1 (2): 97-116.
- Gjorgieva D., T. Kadifkova-Panovska, K. Baceva & T. Stafilov. 2011. Assessment of heavy metal pollution in Republic of Macedonia Using a Plant Assay. *Archives Environmental Contamination and Toxicology*, 60: 233-240.
- Gratani L. & L. Varone. 2006. Carbon sequestration by *Quercus ilex* L. and *Quercus pubescens*. And their contribution to decreasing air temperature in Rome. *Urban Ecosyst.* 9:27-37.
- Gobierno del Estado de Jalisco. 2011.
<http://www.jalisco.gob.mx/wps/portal/pj/jalisco/amg/lut/p/c5/04>
- Govindaraju M., R. S. Ganeshkumar, V. R. Muthukumaran & P. Visvanathan. 2012. Identification and evaluation of air-pollution-tolerant plants around lignite-based thermal power station for greenbelt development. *Environmental Science Pollution Research*, 19: 1210-1223.
- Hamurcu M., M. M. Özcan, N. Dursun & S. Gezgin. 2010. Mineral and heavy metal levels of some fruits grown at the roadsides. *Food and Chemical Toxicology*, 48: 1767-1770.
- Han, F.X., A. Banin, W. L. Kingery, G. B. Triplett, L. X. Zhou, S. J. Zheng, & W. X Ding, 2003. New Approach to Studies of Heavy Metal Redistribution in Soil. *Advances in Environmental Research*, 8: 113-120.

- Hathcock J. N. & J. C. Griffiths. 2014. Vitamin and Mineral Safety. Ed. Council for Responsible Nutrition (CRN), 3ra Edición. Washington, D. C.
- Hernández-Mena L., H. Saldarriaga-Noreña, P. Carbajal-Romero, M. A. Murillo-Tovar, M. T. Limón-Sánchez & A. López-López. 2010. Presence of the most abundant ionic species and their contribution to PM_{2.5} mass, in the City of Guadalajara, Jalisco, Mexico. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*, 85: 632-637.
- Hernández-Sampieri R., C. Fernández-Collado & M. del P. Baptista-Lucio. 2010. Metodología de la Investigación. Ed. Mc Graw Hill. 5^{ta} edición. Chile.
- Hernández-Vinasco Carlos Eduardo. 2011. Documentación para la determinación de Ag, As, Cd, Pb y Hg en aguas residuales, pulpas de frutas y sulfato aluminio por espectroscopia de absorción atómica en el laboratorio de aguas y alimentos de la Universidad Tecnológica de Pereira. Trabajo de grado para obtener el título de Químico Industrial. Facultad de tecnología, Escuela de Química Pereira.
- Hu Y., D. Wang, L. Wei, X. Zhang & B. Song. Bioaccumulation of heavy metals in plant leaves from Yan'an City of the Loess Plateau, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 110: 82-88.
- Informe Técnico. Estudios Técnicos Justificativos para declarar Área Natural Protegida el Bosque los Colomos. Guadalajara, Jalisco, México. 2006.
- Instituto Nacional de Geografía y Estadística (INEGI), Mapa Digital de México. <http://gaia.inegi.org.mx/mdm5/viewer.html>
- JECFA, 2015 (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) <http://www.fao.org/food/food-safety-quality/scientific-advice/jecfa/en/>
- Jiménez-Vieyra M. E. & M. L. Zambrano-Zaragoza. 2011. Cuantificación de cobre en polifenoloxidasas de frutas tropicales por espectrofotometría de absorción atómica. *Información Tecnológica*. 22(2): 15-22.
- Karrari P., O. Mehrpour & M. Abdollahi. 2012. A systematic review on status of lead pollution and toxicity in Iran; Guidance for preventive measures. *Journal of Pharmaceutical Sciences*. 20: 1-17.
- Kashem M. A. & B. R. Singh. 2001. Metal availability in contaminated soils: I. Effects of flooding and organic matter on changes in Eh, pH and solubility of Cd, Ni and Zn. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 61: 247-255.
- Kaya G., C. Ozcan & M. Yaman. 2010. Flame atomic absorption spectrometric determination of Pb, Cd and Cu in *Pinus nigra* L. and *Eriobotrya japonica* leaves used as biomonitors in environmental pollution. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 84: 191-196.

- Klumpp A. & H. Ro-Poulsen. 2010. Biomonitoring of toxic compounds of airborne particulate matter in urban and industrial areas. En: Zereini F. & C. L. S. Wiseman (eds) Urban airborne particulate matter. *Environmental Science and Engineering*, pp 467-481.
- Koćić K., T. Spasić, M. Aničić Urošević & M. Tomašević. 2014. Trees as natural barriers against heavy metal pollution and their role in the protection of cultural heritage. *Journal of Cultural Heritage*, 15: 227-233.
- Kord B., A. Mataji & S. Babaie. 2010. Pine (*Pinus eldarica* Medw.) needles as indicator for heavy metals pollution. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 7 (1): 79-84.
- Li Z., L. Wu, H. Zhang, Y. Luo & P. Christie. 2015. Effects of soil drying and wetting-drying cycles on the availability of heavy metals and their relationship to dissolved organic matter. *Journal of Soils and Sediments*, 117: 737-747.
- Lehndorff E. & L. Schwark. 2010. Biomonitoring of air quality in the Cologne conurbation using pine needles as a passive sampler - Part III: Major and trace elements. *Atmospheric Environment*, 44: 2822-2829.
- Lotfinasabasl S. & V. R. Gunale. 2012. Studies on heavy metals bioaccumulation potential of Mangrove species, *Avicennia marina*. *International Journal of Engineering and Thechnology*, 4 (10): 4411-4421.
- Madejón P., T. Marañón & J. M. Murillo. 2006. Biomonitoring of trace elements in the leaves and fruits of wild olive and holm oak trees. *Science of the Total Environment*, 335: 187- 203.
- Mahan L. K. & S. Escott-Stump. 2009. Krause Dietoterapia. Ed. Elsevier-Masson. España.
- Markert B. 2007. Definitions and principles for bioindication and biomonitoring of trace metal in the environment. *Journal of Trace Elementa in Medicine and Biology*, 21: 77-82.
- Melgar-Paniagua E. M., E. Vega-Rangel, L. M. Del Razo, C. A. Lucho-Constantino, S. J. Rothenberg & A. De Vizcaya-Ruiz. 2013. Distributed lag association between respiratory illnesses and mortality with suspended particle concentration in Tula, a highly polluted industrial region in Central, Mexico. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 86: 321-332.
- Meza-Torres J. C. 2014. Caracterización físico-química del fruto del guamúchil (*Pithecellobium dulce* (Roxb.) Benth.) en las localidades de Tesisstán, la Primavera y Tequila, Jalisco, México. Tesis de Licenciatura. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara.
- Milošević T., M. Đurić & N Milošević. 2014. Accumulation of heavy metals in flowers of fruit species. *Water, Air Soil Pollution*, 225: 2019-2026.

- Misra V & P. K. Chaturvedi. 2007. Plant uptake/bioavailability of heavy metals from the contaminated soil after treatment with humus soil and hydroxyapatite. *Environmental Monitoring and Assessment*, 133: 169-176.
- Morales-García S. S., Rodríguez-Espinosa P. F., M. P. Jonathan, M. Navarrete-López, M. A. Herrera-García & y N. P. Muñoz-Sevilla. 2014. Characterization of As and trace metals embedded in PM₁₀ particles in Puebla City, México. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186: 55-67.
- Morton-Bermea O., J. M. Gómez-Bernal, M. A. Armienta, R. Lozano, E. Hernández-Álvarez, F. Romero & J. Castro-Larragoitia. 2014. Metal accumulation by plant species growing on a mine contaminated site in Mexico. *Environmental Earth Science*, 71: 5207-5213.
- Mutlu A. & B. K. Lee. 2012. Airborne lead level in the Korean península: characterization of temporal and spatial patterns and cancer risk analysis. *Environmental Science and Pollution Research*, 19: 2125-2137.
- Nali C., E. Balducci, L. Franti, L. Paoli, S. Loppi & G. Lorenzini. 2009. Lettuce plants as bioaccumulators of trace elements in a community of central Italy. *Environmental Monitoring and Assessment*, 149:143-149.
- Nava-Ruíz C. & Méndez-Armenta. 2011. Efectos neurotóxicos de metales pesados (cadmio, plomo, arsénico y talio). *Archivos de Neurociencias*, 16 (3): 140-147.
- Naveed Naima Huma, Aima Iram Batool, Fayyaz Ur Rehman & Uzma Hameed. 2010. Leaves of roadside plants as bioindicator of traffic related lead pollution during different seasons in Sargodha, Pakistan. *African Journal of Environmental Science and Technology*. 4(11): 770-774.
- Norma Oficial Mexicana NOM- 021-RECNAT-2000. "Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, muestreo y análisis". Diario Oficial de la Federación, 31 de diciembre de 2002.
- Norma Oficial Mexicana NOM-025-SSA1-1993. "Salud Ambiental. Criterio para evaluar la calidad del aire ambiente, con respecto a las partículas menores de 10 micras (PM10). Valor permisible para la concentración de partículas menores de 10 micras (PM10) en el aire ambiente, como medida de protección a la salud de la población". Diario Oficial de la Federación, 26 de septiembre de 2005.
- Núñez A., S. Martínez, S. Moreno, M. L. Cárdenas, G. García, J. L. Hernández, A. Rodríguez & I. Castillo. 2008. Determinación de metales pesados (aluminio, plomo, cadmio y níquel) en rábano (*Raphanus sativus* L.), brócoli (*Brassica oleracea* L. var. *italica*) y calabacín (*Cucurbita pepo* L. var. *italica*). X Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología de los Alimentos. Gómez Palacio, Durango, México. 29-30 Mayo.

- Olowoyo J. O., E. van Heerden & J. L. Fischer. 2010. Investigating *Jacaranda mimosifolia* tree as biomonitor of atmospheric trace metals. *Environmental Monitoring Assessment*, 164: 435-443.
- OMS, 2015
http://www.who.int/childgrowth/standards/peso_para_edad/es/
- Orisakwe O. E., J. K. Nduka, C. N. Amadi, D. O. Dike & O. Bede. 2012. Heavy metals health risk assessment for population via consumption of food crops and fruits in Owerri, South Eastern, Nigeria. *Chemistry Central Journal*, 6: 77-82.
- Oteen J. J., J. P. Hellwig & L. D. Meyers. 2006. Dietary Reference Intakes: The essential guide to nutrient requirements. Institute of Medicine. Ed. The National Academies Press. Washington D. C.
- Özcan M. M., M. Harmankaya & S. Gezgin. 2012. Mineral and heavy metal contents of the outer and inner tissues of commonly used fruits. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184: 313-320.
- Pandey J., R. Pandey & K. Shubhashish. 2009. Air-borne heavy metals contamination to dietary vegetables: a case study from India. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*, 83: 931-936.
- Pascual I., M. C. Antolín, C. García, A. Polo & M. Sánchez-Díaz. 2004. Plant availability of heavy metals in a soil amended with a high dose of sewage sludge under drouth conditions. *Biological and Fertility of Soils*, 40: 291-299.
- PEMEX, 2015
<http://www.ref.pemex.com/octanaje/elim16.htm>
- Pennington T. D. & J. Sarukhán. 2005. Árboles tropicales de México: manual para la identificación de las principales especies. México: UNAM.
- Perry C. T., A. M. Divan Junior, M. T. Raya- Rodríguez & V. L. Atz. 2010. *Psidium guajava* as a bioaccumulator of nickel around an oil refinery southern Brazil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73: 647-654.
- Poma P. A. 2008. Intoxicación por plomo en humanos. *Anales de la Facultad de Medicina*, 69 (2): 120-126.
- Prieto Méndez, J., González Ramírez, C. A., Román Gutiérrez, A. D., Prieto García, F. 2009. Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 29-44.
- Ragragio E., A. De Pauda, K. Datuin, G. Sia Su & M. L. Sia Su. 2014. Air pollution tolerance index of trees in selected areas in the Philippines. *Journal of Applied Hytotechnology in Environmental Sanitation*, 3 (1): 17-22.

- Rajput M. & M. Agrawal. 2005. Biomonitoring of air pollution in a seasonally dry tropical suburban area using wheat transplants. *Environmental Monitoring and Assessment*, 101: 39-53.
- Ramírez-Sánchez H. U., M. D. Andrade-García, M. E. González-Castañeda & A. de J. Celis de la Rosa. 2006. Contaminantes atmosféricos y su correlación con infecciones agudas en las vías respiratorias en niños de Guadalajara, Jalisco. *Salud Pública de México*, 48 (5): 385-394.
- Reyes-Guzmán M. 2010. Comportamiento de los metales pesados en el suelo. *Revista Épsilon*, 15: 181-189.
- Rossini Oliva S., B. Valdés & M. D. Mingorance. 2008. Evaluation of some pollutant levels in bitter orange trees: Implications for human health. *Food and Chemical Toxicology*, 46:65-72.
- Rubio C., A. J. Gutiérrez, R. E. Martín Izquierdo, C. Revert, G. Lozano & A. Hardisson. 2004. El plomo como contaminante alimentario. *Revista de Toxicología*, 21 (2-3): 72-80.
- Rucandio M. I., Ma. D. Petit-Domínguez, C. Fidalgo-Hijano & R. García-Giménez. 2011. Biomonitoring of chemical element in an urban environment using arboreal and bush plant species. *Environmental Science and Pollution Research*, 18: 51-63
- Saha N. & M. R. Zaman. 2013. Evaluation of possible health risks of heavy metal by consumption of foodstuffs available in the central market of Rajshahi City, Bangladesh. *Environmental Monitoring and Assessment*. 185: 3867-3878.
- Salam A., T. Hossain, M. N. A. Siddique & A. M. Shafiqul Alam. 2008. Characteristics of atmospheric trace gases, particulate matter and heavy metal pollution in Dhaka, Bangladesh. *Air Quality, Atmosphere and Health*, 1: 101-109.
- Saldarriaga-Noreña H., L. Hernández-Mena, M. Murillo-Tovar, A. López-López & M. Ramírez-Muñiz. 2011. Elemental contribution to the mass of PM_{2.5} in Guadalajara City, Mexico. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*, 86: 490-494.
- Sawidis T., J. Breuste, M. Mitrovic, P. Pavlovic & K. Tsigaridas. 2011. Tress as bioindicator of heavy metal pollution in three European cities. *Environmental Pollution*, 159: 3560-3570.
- Sawidis T., P. Krystallidis, D. Veros & M. Chettri. 2012. A study of air pollution with heavy metals in Athens City and Attica basin using evergreen trees as biological indicators. *Biology of Trace Elements Research*, 148: 396-408.

Schuhmacher M., J. L. Domingo, J. M. Llobet & J. Corbella. 1993. Choromiun, Cooper, and zinc concentrations in edible vegetables grown in Tarragona Province, Spain. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 50: 514-521.

Secretaría del Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable, Gobierno del estado de Jalisco Poder Ejecutivo. 2008. Informe de Calidad del Aire. Reporte del periodo enero-marzo, 2008.

SEDESOL, 2015

http://www.sedesol.gob.mx/work/models/SEDESOL/Cruzada/Programa_Nacional_Meexico_Sin_Hambre_Elementos_Metodologicos.pdf

Serbula S. M., D. Dj. Miljkovic, R. M. Kovacevic & A. A. Ilic. 2012. Assessment of airborne heavy metal pollution using plant parts and topsoil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 76: 209-214.

Seregin V. & A. D. Kozhevnikova. 2008. Roles of root and shoot tissues in transport and accumulation of cadmium, lead, nickel and strontium. *Russian Journal of Plant Physiology*, 55: 1-22.

Seyyednjad M., K. Majdian, H. Koochak & M. Niknejad. 2011. Air pollution Tolerance Indices of Some Plants Around Industrial Zone in South of Iran. *Asian Journal of Biological Sciences*. 4 (3): 300-305.

Shcherbenko T. A., G. N. Koptsik, B. J. Groenenberg, N. V. Lukina & S. Y. Livantsova. 2008. Uptake of nutrients and heavy metals by pine trees under atmospheric pollution. *Moscow University Soil Science Bulletin*. 63 (2): 51-59.

Singh M., P. Goel & A. K. Singh. 2005. Biomonitoring of lead in atmospheric environment of an urban center of the Ganga Plain, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 107: 101-114.

Singh V. & A. N. Garg. 2006. Availability of essential trace elements in Indian cereals, vegetables and species using INAA and the contribution of spices to daily dietary intake. *Food Chemistry*, 94: 81-89.

Smodiš B. & R. M. Parr. 1999. Biomonitoring of air pollution as exemplified by recent IAEA programs. *Biological Trace Elemental Research*, 71-72: 257-266.

Soylak M., Z. Cihan & E. Yilmaz. 2012. Evaluation of trace element contents of some herblal plants and species retailed in Kayseri, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184: 3455-3461.

Sumita N. M., M. Saiki, P. H. Saldiva & A. M. G. Figueiredo. 2004. Analysis of *Tradescantia pallida* plant exposed in different sites of biomonitoring purposes. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 259 (1): 109-112.

- Sun F. F., D. Wen, Y. Kuang, J. Li, J. Li & W. Zuo. 2010. Concentrations of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in needles of Masson pine (*Pinus massoniana* L.) growing nearby different industrial sources. *Journal of Environmental Sciences*, 22 (7): 1006-1012.
- Thambavani S. D. & J. Maheswari. 2012. Phytomonitoring of atmospheric pollution in a dry tropical environment using perennial trees. *Asian Journal of Science and Technology*, 4 (12): 11-16.
- Thawale P. R., S. Satheesh Babu, R. R. Wakode, S. Kumar Singh, S. Kumar & A. A. Juwarkar. 2011. Biochemical changes in plant leaves as a biomarker of pollution due to anthropogenic activity. *Environmental Monitoring and Assessment*, 177: 527-535.
- Tomašević M., S. Rajšić, D. Đordović, M. Tasić, J. Krstić & V. Novaković. 2004. Heavy metals accumulation in tree leaves from urbana areas. *Environmental Chemistry Letters*, 2: 151-154.
- Tomašević M., Vukmirovic Z., Rajsic S., Tasic M. & B. Stevanovic. 2005. Characterization of trace metal particles deposited on some deciduous tree leaves in an urban area. *Chemosphere*. 61: 1178-1185.
- Tomašević M., Z. Vukmirović, S. Rajšić, M. Tasić & B. Stevanović. 2008. Contribution to biomonitoring of some trace metals by deciduous tree leaves in urbana areas. *Environmental Monitoring and Assessment*, 137: 393-401.
- Ugulu J., Y. Dogan, S. Baslar & O. Varol. 2012. Biomonitoring of trace element accumulation in plants growing at Murat Mountain. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 9: 527-534.
- Uzu G., S. Sobanska, G. Sarret, M. Munoz & C. Dumat. 2010. Foliar lead uptake by lettuce exposed to atmospheric fallouts. *Environmental Science and Technology* 44: 1036-1042.
- Valdivia-Infantas M. M. 2005. Intoxicación por plomo. *Revista de la Sociedad Peruana de Medicina Interna*, 18 (1): 22-27.
- Von Hoffen L. P. & I. Sämuel. 2014. Orchards for edible cities: Cadmium and lead content in nuts, berries, pome and stone fruits harvested within the inner city neighbourhoods in Berlin, Germany. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 101: 233-239.
- Wang, Y. P., & C. C. Chao. 1992. Effects of Vesicular-Arbuscular Mycorrhizae and heavy metals on the growth of soybean and phosphate and heavy metal uptake by soybean in major soil groups of Taiwan. *Journal Agricultural Association China New Series* 157: 6-20.

- Wannaz E. D., H. A. Carreras, J. H. Rodríguez & M. L. Pignata. 2012. Use of biomonitors for the identification of heavy metals emission sources. *Ecological Indicators*, 20: 163-169.
- Wolterbeek B. 2002. Biomonitoring of trace element air pollution: principles, possibilities and perspectives. *Environmental Pollution*, 120: 11-21.
- Wilson B. & F. B. Pyatt. 2007. Heavy metal bioaccumulation by the important food plant *Olea europaea* L., in an ancient metalliferous polluted area of Cyprus. *Bulleting Environmental Contamination and Toxicology*. 78: 390-394.
- Wuytack T., K. Verheyen, K. Wuyts, F. Kardel, S. Adriaenssens & R. Samson. 2010. The potential of biomonitoring of air quality using leaf characteristics of White willow (*Salix alba* L.). *Environmental Monitoring and Assessment*, 171: 197-204.
- Ye, A., J.M. Baker, M. H. Wong & A. J. Willis. 1997. Zinc, lead and cadmium tolerance, uptake and accumulation by *Typha latifolia*. *New Phytologist*. 136, 469-480.
- Yuh-Shen W., F. Gour-Chen & L. Shun-Hisu. 2010. Season variations for metallic elements compositions study in plan *Bidens pilosa* L. var. *radiata* Sch. in central Taiwan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 168: 255-267.

11. ANEXOS

Anexo I. Encuestas

Nombre del encuestador _____ Fecha _____

Nombre (opcional) _____

Edad _____ Sexo _____ Lugar de nacimiento _____

Lugar de residencia y años viviendo en ese lugar) _____

Si es Zona Metropolitana de Gdl especificar colonia o sector _____

Tengo árboles dentro de casa Si _____ No _____

Cuales _____

Consumo algún fruto que producen estos árboles Si _____ No _____

Cuales _____

Mis familiares o amigos consumen algún fruto que producen estos árboles Si ____ No ____

Cuales _____

Tengo árboles en banqueta Si _____ No _____

Cuales _____

Consumo algún fruto que producen estos árboles Si _____ No _____

Cuales _____

Mis familiares o amigos consumen algún fruto que producen estos árboles Si ____ No ____

Cuales _____

Los transeúntes consumen o colectan algún fruto que producen estos árboles Si ____ No ____

Cuales _____

Hay árboles cerca de casa (camellón por ejemplo) Si _____ No _____

Cuales _____

Consumo algún fruto que producen estos árboles Si _____ No _____

Cuales _____

Mis familiares o amigos consumen algún fruto que producen estos árboles Si ____ No ____

Cuales _____

Los transeúntes consumen o colectan algún fruto que producen estos árboles Si ____ No ____

Cuales _____

EN LA RESPUESTA QUE CONSIDERES ADECUADA COLOCA UNA “X”

Cuando consumo estos frutos los lavo: Nunca _____ A veces _____ Siempre _____
Cuando los lavo lo hago con: Agua _____ Agua y jabón _____ Desinfectante _____
Donde vivo es una zona contaminada: Si _____ No _____
Mis plantas las fumigo con (especificar) _____
Mis árboles los fumigo con (especificar) _____

Según tu punto de vista ¿los frutos que hay en los árboles en la **banqueta de la casa** están contaminados? Si _____ No _____

Según tu punto de vista ¿los frutos que hay en los árboles **dentro de la casa** están contaminados?
Si _____ No _____

Según tu punto de vista ¿los frutos que hay en los árboles **cerca de la casa** están contaminados?
Si _____ No _____

Considero que los más contaminados son:

- a) Banqueta de la casa
- b) Dentro de la casa
- c) Cerca de la casa
- d) Ninguno
- e) Todos

Considero que los que compro están:

- a) Más contaminados
- b) Menos contaminados
- c) No sé

Me preocupo por la contaminación de los frutos que consumo:

- a) Nunca
- b) A veces
- c) Siempre

Considero que si los lavo con **agua** están libres de contaminantes: Si _____ No _____

Considero que si los lavo con **agua y jabón** están libres de contaminantes: Si _____ No _____

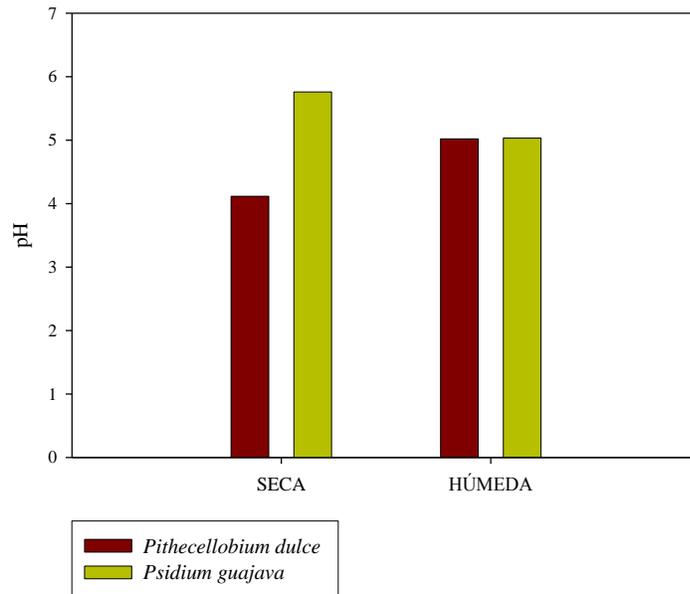
Considero que si los lavo con **desinfectante** están libres de contaminantes: Si _____ No _____

¿Cuáles contaminantes consideras que puede haber en estos frutos? Especificar:

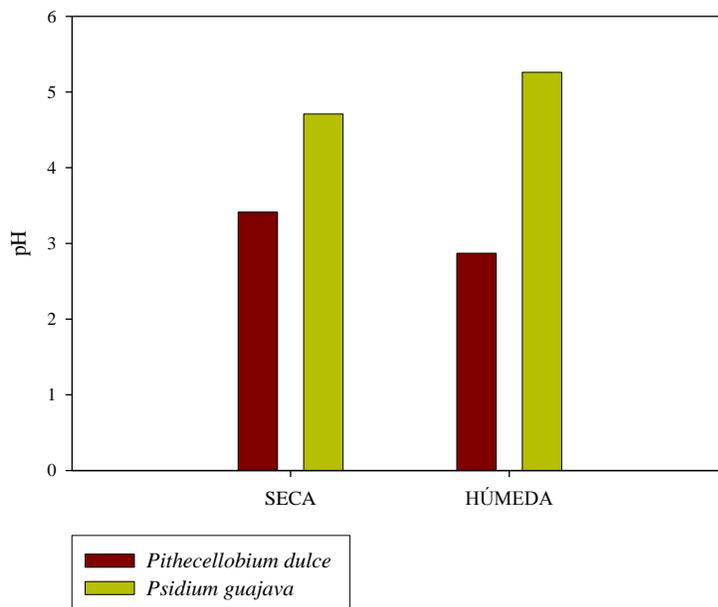
De los árboles que están en la banqueta	De los árboles que están dentro de la casa	De los árboles en cerca de la casa
Considero que los contaminantes del ambiente se concentran en: a) Raíz b) Tronco c) Ramas d) Hojas e) Flores f) Frutos g) Semillas h) En el suelo i) Ninguno j) Todos	Considero que los contaminantes del ambiente se concentran en: a) Raíz b) Tronco c) Ramas d) Hojas e) Flores f) Frutos g) Semillas h) En el suelo i) Ninguno j) Todos	Considero que los contaminantes del ambiente se concentran en: a) Raíz b) Tronco c) Ramas d) Hojas e) Flores f) Frutos g) Semillas h) En el suelo i) Ninguno j) Todos

Considero que los contaminantes provienen de:

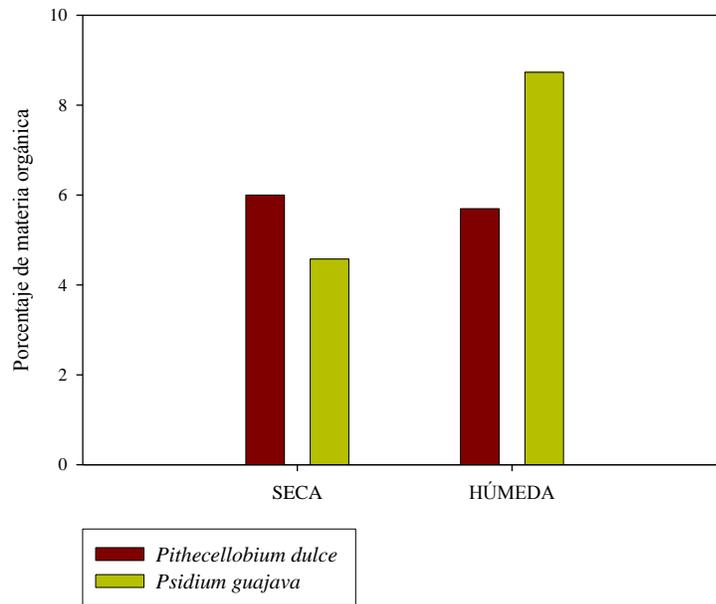
- a) Agua
- b) Camiones
- c) Autos
- d) Fábricas
- e) Quema de llantas
- f) Quema de carbón
- g) Otro:(especificar): _____

Anexo II. Análisis realizados en suelo

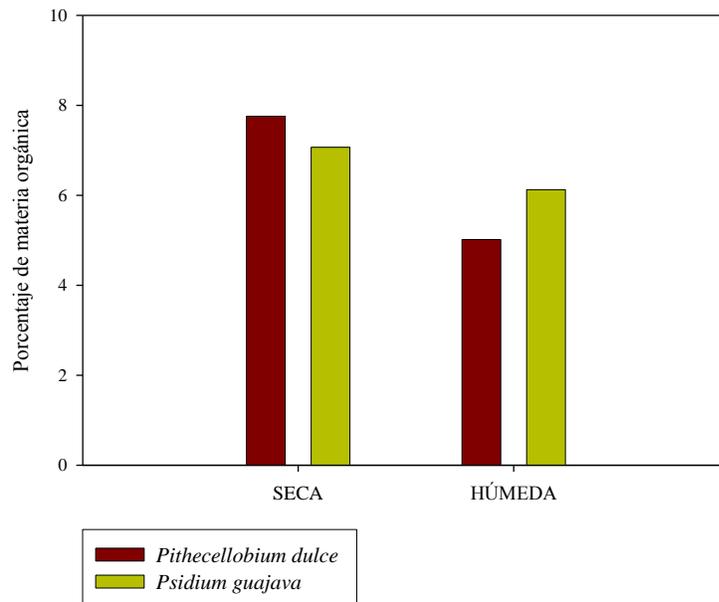
Gráfica 6. Valores medios de pH en suelos en el Área Metropolitana de Guadalajara de *Pithecellobium dulce* y *Psidium guajava* durante la temporada húmeda y seca.



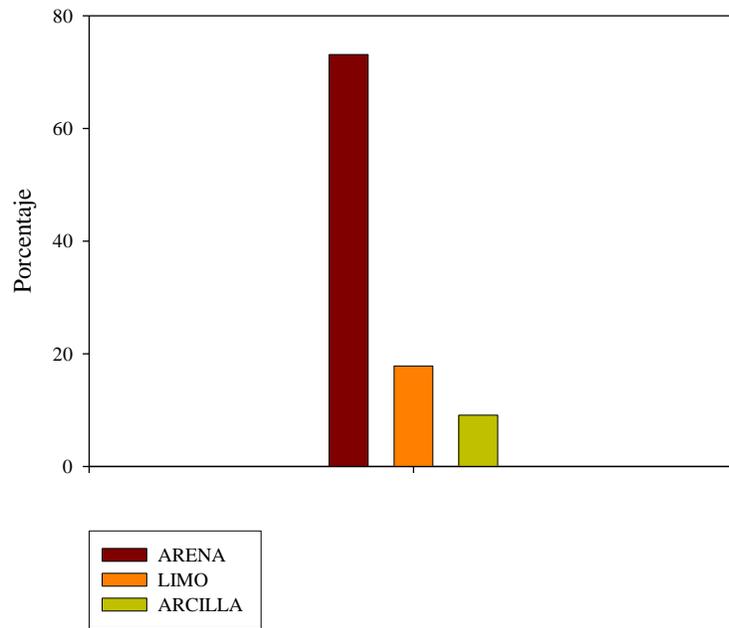
Gráfica 7. Valores medios de pH en suelos en el Parque Bosque los Colomos de *Pithecellobium dulce* y *Psidium guajava* durante la temporada húmeda y seca.



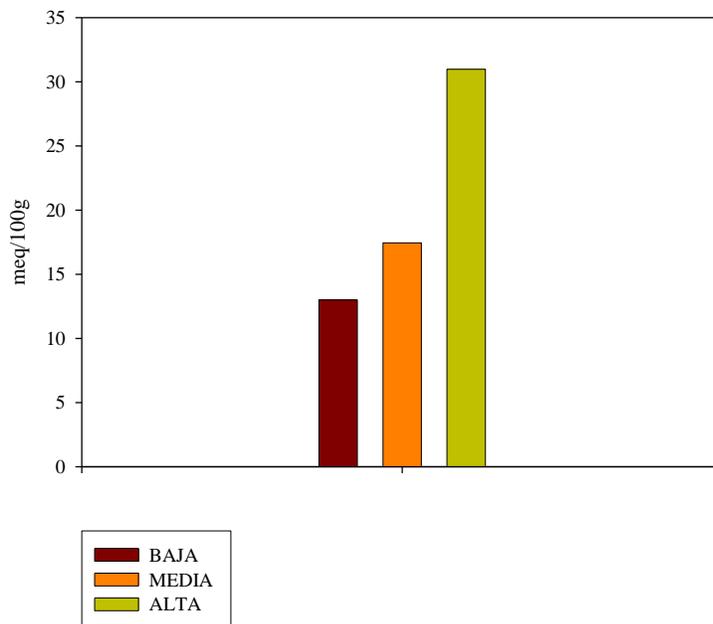
Gráfica 8. Contenidos medios de materia orgánica en suelos del Área Metropolitana de Guadalajara de *Pithecellobium dulce* y *Psidium guajava* durante la temporada seca y húmeda.



Gráfica 9. Contenido de materia orgánica en suelos en el Parque Bosque los Colomos de *Pithecellobium dulce* y *Psidium guajava* durante la temporada seca y húmeda.



Gráfica 10. Porcentajes de arena, limo y arcilla en el suelo de *Pithecellobium dulce* y *Psidium guajava* colectados durante la temporada seca y húmeda.



Gráfica 11. Capacidad de intercambio catiónico en suelos de *Pithecellobium dulce* y *Psidium guajava* colectadas durante la temporada seca y húmeda.

Anexo III. Concentraciones de los metales pesados

Tabla 17. Concentraciones medias de los metales pesados totales (mg kg^{-1}) en el suelo de *Pithecellobium dulce* en el AMG y el PBC colectadas en la temporada seca y húmeda.

SITIO	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
AMG							
Seca	31.76 ± 5.56	133.71 ± 17.21	$18,171.8 \pm 4275.29$	519.94 ± 24.95	25.64 ± 0.42	132.76 ± 5.56	249.58 ± 86.08
Húmeda	22.52 ± 27.9	118.05 ± 23.38	$17,846.4 \pm 2782.37$	431.55 ± 101.9	24.92 ± 0.82	108.77 ± 64.9	232.52 ± 74.42
PBC							
Seca	6.063 ± 2.91	119.13 ± 53.23	$15,480.3 \pm 1716.87$	518.97 ± 94.30	24.79 ± 0.58	31.84 ± 5.49	151.78 ± 51.71
Húmeda	1.53 ± 1.05	89.10 ± 23.79	$14,239.1 \pm 818.514$	414.37 ± 80.63	23.48 ± 0.68	28.99 ± 5.18	146.22 ± 25.19

Mediciones con espectrofotometría de fluorescencia de rayos X.

Tabla 18. Concentraciones medias de los metales pesados totales (mg kg^{-1}) en el suelo de *Psidium guajava* en el AMG y PBC colectadas en la temporada seca y húmeda.

SITIO	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
AMG							
Seca	1.93 ± 1.82	91.56 ± 34.23	$20,353.9 \pm 3968.93$	437.25 ± 153.9	24.22 ± 0.53	89.48 ± 56.03	321.61 ± 161.6
Húmeda	17.93 ± 19.6	102.89 ± 52.15	$20,512.8 \pm 4948.22$	426.26 ± 111.1	24.28 ± 0.59	115.22 ± 69.77	347.35 ± 192.7
PBC							
Seca	1.19 ± 0.99	88.71 ± 26.15	$15,572.3 \pm 1822.61$	350.04 ± 43.70	23.43 ± 0.46	26.57 ± 6.84	155.78 ± 42.85
Húmeda	1.52 ± 1.34	80.57 ± 20.99	$15,790.7 \pm 862.25$	400.62 ± 59.20	23.82 ± 0.38	35.92 ± 6.49	175.74 ± 30.42

Mediciones con espectrofotometría de fluorescencia de rayos X.

Tabla 19. Concentraciones medias de los metales pesados disponibles (mg kg^{-1}) en el suelo de *Pithecellobium dulce* en el AMG y el PBC colectadas en la temporada seca y húmeda.

SITIO	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
AMG							
Seca	2.15 ± 0.58	0.18 ± 0.03	19.08 ± 3.71	9.82 ± 1.40	0.065 ± 0.02	10.12 ± 1.75	13.45 ± 1.46
Húmeda	3.61 ± 0.75	0.47 ± 0.11	23.77 ± 4.58	4.90 ± 1.78	0.211 ± 0.05	16.35 ± 2.87	20.69 ± 2.33
PBC							
Seca	0.04 ± 0.03	0.03 ± 0.02	16.69 ± 3.14	14.61 ± 1.7	0.003 ± 0.002	1.12 ± 0.36	7.48 ± 2.26
Húmeda	0.03 ± 0.01	0.05 ± 0.03	31.48 ± 4.59	13.52 ± 2.54	0.005 ± 0.004	2.73 ± 0.75	7.20 ± 1.14

Método AS-14 (NOM-021-RECNAT-2000).

Tabla 20. Concentraciones medias de los metales pesados disponibles (mg kg^{-1}) en el suelo de *Psidium guajava* en el AMG y el PBC colectadas en la temporada seca y húmeda.

SITIO	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
AMG							
Seca	3.98 ± 0.71	0.44 ± 0.10	12.31 ± 2.02	9.13 ± 1.90	0.18 ± 0.03	10.39 ± 1.91	30.52 ± 8.58
Húmeda	4.07 ± 0.79	0.46 ± 0.07	15.62 ± 2.60	5.00 ± 0.70	0.19 ± 0.04	12.61 ± 1.99	26.33 ± 3.64
PBC							
Seca	0.37 ± 0.20	0.15 ± 0.05	10.75 ± 1.48	7.57 ± 1.85	0.03 ± 0.01	3.05 ± 1.63	10.44 ± 2.95
Húmeda	0.15 ± 0.12	0.04 ± 0.02	18.89 ± 3.32	6.40 ± 1.04	0.02 ± 0.01	1.31 ± 0.19	7.07 ± 0.73

Método AS-14 (NOM-021-RECNAT-2000).

Tabla 21. Concentraciones medias de los metales pesados (mg kg^{-1} peso seco) en hojas de *Pithecellobium dulce* en el AMG y el PBC colectadas en la temporada seca y húmeda.

SITIO	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
AMG							
Seca	4.16 ± 1.93	87.76 ± 13.25	314.77 ± 21.88	160.90 ± 27.88	22.90 ± 0.66	47.20 ± 16.29	48.94 ± 23.41
Húmeda	3.37 ± 2.05	83.62 ± 10.22	321.63 ± 28.35	163.00 ± 25.66	22.84 ± 0.34	27.94 ± 3.29	40.75 ± 6.92
PBC							
Seca	1.68 ± 0.83	90.78 ± 10.13	297.56 ± 9.47	155.55 ± 19.41	22.80 ± 0.15	26.08 ± 2.83	35.73 ± 9.81
Húmeda	0.11 ± 0.25	71.74 ± 21.94	295.64 ± 3.44	111.88 ± 19.88	22.06 ± 0.18	23.90 ± 3.06	27.78 ± 5.05

Mediciones con espectrofotometría de fluorescencia de rayos X.

Tabla 22. Concentraciones medias de los metales pesados (mg kg^{-1} peso seco) en hojas de *Psidium guajava* en el AMG y el PBC colectadas en la temporada seca y húmeda.

SITIO	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
AMG							
Seca	1.93 ± 1.82	68.24 ± 14.94	333.51 ± 25.66	136.36 ± 60.24	22.00 ± 0.83	35.45 ± 23.22	60.66 ± 50.63
Húmeda	0.21 ± 0.52	69.44 ± 15.36	314.14 ± 23.07	120.08 ± 14.16	21.70 ± 0.40	33.69 ± 10.19	23.55 ± 6.57
PBC							
Seca	0.91 ± 2.05	64.03 ± 9.92	316.45 ± 6.40	111.21 ± 24.47	21.91 ± 0.36	45.43 ± 9.51	43.23 ± 14.44
Húmeda	1.38 ± 1.42	75.43 ± 16.59	306.13 ± 3.81	130.65 ± 3.81	21.73 ± 0.27	35.05 ± 6.59	36.03 ± 5.90

Mediciones con espectrofotometría de fluorescencia de rayos X.

Tabla 23. Concentraciones medias de los metales pesados (mg kg^{-1} peso seco) en frutos de *Pithecellobium dulce* colectados en el AMG y el PBC.

SITIO	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
AMG	3.05 ± 1.35	82.14 ± 12.62	281.50 ± 0.99	132.77 ± 9.80	22.41 ± 0.34	40.34 ± 15.44	33.01 ± 4.01
PBC	0.39 ± 0.52	63.28 ± 13.67	284.25 ± 3.58	94.43 ± 14.90	21.64 ± 0.27	30.37 ± 1.94	39.17 ± 4.39

Mediciones con espectrofotometría de fluorescencia de rayos X.

Tabla 24. Concentraciones medias de los metales pesados (mg kg^{-1} peso seco) en frutos de *Psidium guajava* colectados en el AMG y el PBC.

SITIO	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
AMG	0.91 ± 0.89	67.44 ± 16.23	293.76 ± 56.32	92.73 ± 12.16	21.85 ± 0.29	39.57 ± 10.49	40.91 ± 13.34
PBC	0.03 ± 0.10	65.64 ± 9.79	281.92 ± 1.45	86.71 ± 5.66	21.74 ± 0.25	23.82 ± 2.79	20.16 ± 2.87

Mediciones con espectrofotometría de fluorescencia de rayos X.

Tabla 25. Análisis de varianza de los metales pesados (mg kg^{-1} peso seco) en las hojas de *Pithecellobium dulce* y *Psidium guajava*.

Especie	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
<i>Pithecellobium dulce</i>	2.96 ± 0.26^a	84.42 ± 14.39^a	312.03 ± 23.76^a	153.88 ± 30.07^a	22.75 ± 0.51^a	33.98 ± 14.09^a	41.10 ± 19.93^a
<i>Psidium guajava</i>	1.34 ± 0.18^b	69.09 ± 14.62^b	320.25 ± 23.01^b	126.14 ± 38.91^b	21.89 ± 0.55^b	38.99 ± 15.99^b	47.60 ± 32.94^a
F	11.348	29.134	6.406	14.573	68.243	9.217	1.962
<i>p</i>	.001	.000	.013	.000	.000	.003	.164

*Las diferencias significativas entre las especies se indican con letras diferentes

Tabla 26. Análisis de varianza de los metales pesados (mg kg^{-1} peso seco) de las hojas *Pithecellobium dulce* y *Psidium guajava* colectadas en el AMG y PBC.

Sitio	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
AMG	2.59 ± 2.12^a	77.26 ± 15.81^a	321.01 ± 25.70^a	145.08 ± 39.97^a	22.40 ± 0.74^a	37.54 ± 16.53^a	47.82 ± 30.99^a
PBC	1.02 ± 1.04^b	75.49 ± 17.84^a	303.95 ± 10.28^b	127.32 ± 26.13^b	22.12 ± 0.48^b	32.61 ± 10.43^a	35.69 ± 10.72^b
F	26.842	0.455	10.079	8.501	8.420	3.882	6.041
<i>p</i>	.000	.501	.000	.004	.004	.051	.015

*Las diferencias significativas entre los sitios se indican con letras diferentes

Tabla 27. Análisis de varianza de los metales pesados (mg kg^{-1} peso seco) de las hojas *Pithecellobium dulce* y *Psidium guajava* colectadas durante la temporada seca y húmeda

Temporadas	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Seca	2.56 ± 0.25^a	77.83 ± 16.77^a	319.24 ± 23.72^a	144.27 ± 44.26^a	22.42 ± 0.79^a	39.73 ± 18.74^a	50.42 ± 36.35^a
Húmeda	1.74 ± 1.90^b	75.69 ± 16.01^a	313.03 ± 23.36^a	135.37 ± 28.32^a	22.22 ± 0.54^b	32.53 ± 9.29^b	38.28 ± 10.38^b
F	5.896	1.014	2.375	2.485	8.871	7.663	4.768
<i>p</i>	.017	.316	.126	.117	.003	.006	.031

*Las diferencias significativas entre las temporadas se indican con letras diferentes

Tabla 28. Análisis de varianza de los metales pesados (mg kg^{-1} peso seco) en los frutos de *Pithecellobium dulce* y *Psidium guajava*.

Especie	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
<i>Pithecellobium dulce</i>	2.29 ± 1.78^a	76.75 ± 20.43^a	282.28 ± 3.130^a	121.82 ± 23.47^a	22.19 ± 0.52^a	37.49 ± 16.91^a	34.77 ± 5.79^a
<i>Psidium guajava</i>	0.62 ± 0.16^b	66.93 ± 20.40^b	290.38 ± 47.22^a	91.01 ± 14.08^b	21.71 ± 0.47^b	30.87 ± 9.94^b	22.58 ± 6.60^b
F	134.36	12.15	3.06	13.04	48.08	11.94	202.34
p	.000	.001	.081	.000	.000	.001	.000

*Las diferencias significativas entre los sitios se indican con letras diferentes

Tabla 29. Análisis de varianza de los metales pesados (mg kg^{-1} peso seco) en los frutos de *Pithecellobium dulce* y *Psidium guajava*.

Sitio	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
AMG	1.63 ± 1.76^a	74.79 ± 16.19^a	287.63 ± 39.91^a	112.75 ± 22.99^a	22.05 ± 0.52^a	37.02 ± 13.38^a	28.28 ± 7.201^a
PBC	0.21 ± 0.10^b	64.46 ± 11.63^b	283.09 ± 2.918^a	90.575 ± 11.67^b	21.69 ± 0.25^b	27.01 ± 4.09^b	29.67 ± 10.40^a
F	35.547	7.927	0.255	56.928	15.387	11.144	1.087
p	.000	.006	.615	.000	.000	.001	.301

*Las diferencias significativas entre los sitios se indican con letras diferentes