



UNIVERSIDAD DE CHILE  
Facultad de Ciencias Forestales y Conservación de la Naturaleza  
Programa Interfacultades  
Magíster en Gestión y Planificación Ambiental

**Contribución al inventario de emisiones de compuestos orgánicos volátiles  
biogénicos del arbolado urbano de la Región Metropolitana**

Tesis para optar al grado de Magíster en  
Gestión y Planificación Ambiental

**VIRGINIA ELIZABETH CARVAJAL SAN MARTÍN**

Directora de Tesis:  
Dra. MARGARITA PRÉNDEZ BOLIVAR

---

Santiago, Chile  
2011



UNIVERSIDAD DE CHILE  
Facultad de Ciencias Forestales y Conservación de la Naturaleza  
Programa Interfacultades  
Magíster en Gestión y Planificación Ambiental

**Contribución al inventario de emisiones de compuestos orgánicos volátiles  
biogénicos del arbolado urbano de la Región Metropolitana**

VIRGINIA ELIZABETH CARVAJAL SAN MARTÍN

***Directora de tesis***

Dra. Margarita Préndez Bolívar

\_\_\_\_\_

***Comisión de Evaluación***

*Presidenta:*

Dra. Carmen Luz De La Maza Asquet

\_\_\_\_\_

*Informantes:*

Dr. Rodrigo Seguel Albornoz

\_\_\_\_\_

Dr. Horacio Bown Intvent

\_\_\_\_\_

---

Santiago, Chile

2011

## ÍNDICE

	Páginas
1. INTRODUCCIÓN	1
2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS	3
3. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 Antecedentes de la gestión de la descontaminación en la RM	4
3.1.1 Condiciones meteorológicas	6
3.1.2 Formación de ozono	6
3.2 Efectos del ozono troposférico	8
3.2.1 Efectos del ozono sobre la salud humana	8
3.2.2 Efectos del ozono sobre la vegetación	9
3.2.3 Efectos del ozono sobre los materiales.	10
3.3 Inventario de emisiones	11
3.3.1 Inventario de COVsB	11
3.1.2 Factores de emisiones biogénicas	12
3.4 Generalidades de los COVsB	12
3.4.1 Clasificación	12
3.4.2 Papel en la química atmosférica	14
3.5 Síntesis y emisión de los COVsB	14
3.6 Funciones de los COVsB	17
3.7 Rol del arbolado urbano en la descontaminación atmosférica	18

	Páginas
4. MATERIALES Y METODOS	20
4.1 Cuantificación de emisiones de COVsB	20
4.1.1 Muestreo	20
4.1.2 Identificación y cuantificación de COVsB	23
4.2 Cálculo de los factores de emisión normalizados	24
4.3 Comparación entre factores de emisión experimentales e incluidos en el inventario de emisiones atmosféricas	25
4.4 Proposición de criterios de selección del arbolado urbano para la descontaminación atmosférica	25
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	26
5.1 Cuantificación de las emisiones y su variación con la temperatura y radiación fotosintéticamente activa	26
5.1.1 <i>Prunus cerasifera</i>	27
5.1.2 <i>Prunus cerasifera var. nigra pisardii</i>	32
5.1.3 <i>Robinia pseudoacacia</i>	37
5.2 Cálculo de los FE normalizados	40
5.2.1 Terpenos	40
5.2.2 Isopreno	46

	Páginas
5.3 Factores de emisión comparados	51
5.3.1 <i>Prunus cerasifera</i> y <i>Prunus cerasifera</i> var. <i>nigra pisardii</i>	51
5.3.2 <i>Robinia pseudoacacia</i>	53
5.3.3 Otras especies exóticas y nativas del arbolado urbano de Santiago	54
5.4 Criterios de selección del arbolado urbano para la descontaminación atmosférica	57
6. CONCLUSIONES	62
7. RECOMENDACIONES	64
8. BIBLIOGRAFÍA	66
ANEXOS	
Anexo I. Límite de detección, límite de cuantificación y tiempo de retención de los COVBs identificados	
Anexo II. Promedios horarios (n=5) de radiación fotosintéticamente activa y temperatura para el período de muestreo	
Anexo III. Potencial formador de ozono por compuesto e índice del potencial formador de ozono de terpenos e isopreno	
Anexo IV. Conversión de unidades de factores de emisión	
Anexo V. Asociación taxonómica de las especies arbóreas incluidas en el inventario de emisiones de CONAMA (1997)	

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura		Páginas
1.	Número de días que se sobrepasa la norma de ozono 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$ (promedio 8 h) en un año.1997 al 2010.	5
2.	Formación de ozono troposférico (a) Ciclo natural de la fotólisis del $\text{NO}_2$ (b) Formación de $\text{O}_3$ en presencia de COVs	7
3.	Efectos del ozono en <i>Fagus sylvatica</i> de Herzogstand, Alemania	10
4.	Estructura química de isopreno y algunos monoterpenos	13
5.	Control fisiológico y físico- químico de las emisiones de COVsB	16
6.	Principales rutas de emisión de COVsB	17
7.	Esquema sistema de muestreo	22
8.	Concentraciones promedio a distintas horas del día (n=5) de terpenos en ciruelo verde y su relación con la temperatura y radiación fotosintéticamente activa	28
9.	Concentraciones promedio a distintas horas del día (n=5) de terpenos totales en ciruelo verde y su relación con la temperatura y radiación fotosintéticamente activa	30
10.	Concentraciones promedio a distintas horas del día (n=5) de isopreno en ciruelo verde y su relación con la temperatura y radiación fotosintéticamente activa	31
11.	Concentraciones promedio a distintas horas del día (n=5) de terpenos en ciruelo rojo y su relación con la temperatura y radiación fotosintéticamente activa	32
12.	Concentraciones promedio a distintas horas del día (n=5) de terpenos totales en ciruelo rojo y su relación con la temperatura y radiación fotosintéticamente activa	35

13.	Concentraciones promedio a distintas horas del día (n=5) de isopreno en ciruelo rojo y su relación con la temperatura y radiación fotosintéticamente activa	36
14.	Concentraciones promedio a distintas horas del día (n=5) de terpenos en falso acacio y su relación con la temperatura y radiación fotosintéticamente activa	37
15.	Concentraciones promedio a distintas horas del día (n=5) de isopreno en falso acacio y su relación con la temperatura y radiación fotosintéticamente activa	38
16.	Factores de emisión normalizados promedio a distintas horas del día (n=5) de terpenos en ciruelo verde	40
17.	Factores de emisión normalizados promedio a distintas horas del día (n=5) de terpenos en ciruelo rojo	41
18.	Factores de emisión normalizados promedio a distintas horas del día (n=5) de terpenos en falso acacio	41
19.	Factores de emisión de terpenos totales de las especies estudiadas y su abundancia relativa en el arbolado urbano de Santiago	42
20.	Factores de emisión normalizados de terpenos totales para especies exóticas y nativas del arbolado urbano de Santiago	45
21.	Factores de emisión normalizados promedio a distintas horas del día (n=5) de isopreno en ciruelo verde, ciruelo rojo y falso acacio	46
22.	Factores de emisión normalizados de isopreno para especies arbóreas exóticas y nativas del arbolado urbano de Santiago	47
23.	Factores de emisión normalizados de isopreno para horas de la mañana y horas de la tarde de aramo, ciruelo rojo, olivo y ciruelo verde	48

## ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro		Páginas
1.	Clasificación de terpenos según número de átomos de carbono	13
2.	Remoción de contaminantes atmosféricos por el arbolado urbano	19
3.	Fecha de muestreos de las especies en estudio	22
4.	Isopreno y terpenos emitidos por las especies en estudio	26
5.	Correlación entre terpenos y la temperatura ambiente en ciruelo verde	29
6.	Correlación entre terpenos y la temperatura ambiente y la radiación fotosintéticamente activa en ciruelo rojo	33
7.	Factores de emisión de terpenos para peumo, pimienta, espino, maitén, abedul, olivo, aramo, ciruelo verde, ciruelo rojo y falso acacio	43
8.	Tiempos de vida media de algunos COVsB debido a la reacción con O <sub>3</sub> y radicales ·OH y ·NO <sub>3</sub>	44
9.	Factores de emisión total, índice del potencial de formación de ozono y abundancia relativa de especies exóticas y nativas del arbolado urbano de Santiago	50
10.	Factores de emisión de terpenos totales y de isopreno determinados para <i>Prunus</i>	52
11.	Factores de emisión de terpenos totales y de isopreno determinados para <i>Robinia pseudoacacia</i>	53
12.	Factores de emisión experimentales e incorporados en el inventario de emisiones, de terpenos e isopreno para abedul, aramo, olivo, espino, peumo y maitén	55
13.	Criterios de selección con fines de descontaminación atmosférica propuestos para el arbolado urbano y su presencia en las especies arbóreas estudiadas en la Región Metropolitana.	61



***A mis abuelitos***

## AGRADECIMIENTOS

Agradezco profundamente a todos aquellos que me acompañaron en esta etapa e hicieron posible el desarrollo de este trabajo de investigación:

Al Centro Nacional del Medio Ambiente (CENMA) por el financiamiento y la información otorgada para la realización de esta investigación.

A la Universidad de Chile por la beca de estudios otorgada, financiamiento que me permitió cursar el programa de Magíster en Gestión y Planificación Ambiental.

A los miembros de la comisión evaluadora, Dra. Carmen Luz De La Maza, Dr. Horacio Bown y Dr. Rodrigo Seguel por su buena disposición y aporte a este trabajo.

A los investigadores Alex Guenther (University Corporation for Atmospheric Research) y Chris Geron (Environmental Protection Agency) por el apoyo técnico entregado en el cálculos de los factores de emisión y a Richard Derwent (Centre for Environmental Policy) por su importante colaboración en el cálculo de los potenciales de formación ozono. A estos tres destacados investigadores les agradezco su buena voluntad y el interés expresado por esta investigación.

A mi Profesora Directora de Tesis, la Dra. Margarita Préndez, por todos los conocimientos entregados, por incentivar mi interés en las ciencias ambientales, por sus palabras de aliento y por todo el apoyo, orientación, preocupación y cariño que me brindó durante estos dos años de trabajo.

A mis compañeros del Magíster, especialmente a mi amiga Romina Tapia, por todo su apoyo, cariño, solidaridad y amistad.

A todos quienes estuvieron cuando los necesité y facilitaron mi trabajo: Rosemary López, Francis Alarcón, Hugo Peralta, Francisca Noya, Karina Corada, Don Juanito, Ariel Meneses, Rodrigo Carrasco, Diego Díaz, Sergio Ibarra y Catalina Garay.

A Matías Rivero por el amor, comprensión y contención que me ha dado en todo momento; simplemente por estar a mi lado y ser el hombre que es.

Y finalmente a quienes les debo todos mis logros; quienes me apoyan y me entregan su amor incondicional día a día: mi madre, hermana y abuelito.

## RESUMEN

El ozono es un contaminante secundario, formado a partir de óxidos de nitrógeno y compuestos orgánicos volátiles (COVs). La Región Metropolitana (RM) sobrepasa los estándares de ozono en algunas áreas de la ciudad, especialmente en los meses de verano, causando efectos adversos sobre la salud de la población y el medio ambiente.

Entre las herramientas de gestión para la descontaminación atmosférica con las que se cuenta está el inventario de emisiones, el cual es base para lograr construir información fidedigna en el estudio de la contaminación atmosférica y ayudar al establecimiento de estrategias de control efectivas.

Los compuestos orgánicos volátiles de origen biogénico (COVsB) constituyen una parte fundamental de los inventarios de emisión, debido a que forman parte activa de la química de la tropósfera e interactúan con emisiones provenientes de la actividad humana para la formación de oxidantes fotoquímicos, como el ozono.

Este estudio tiene como objetivo contribuir al mejoramiento del inventario de emisiones biogénicas de la RM, a través de la determinación experimental de los factores de emisión (FE) de COVsB de *Robinia pseudoacacia* (falso acacio), *Prunus cerasifera var. nigra pisardii* (ciruelo rojo) y *Prunus cerasifera* (ciruelo verde), las cuales en su conjunto representan un 20% del total de las especies del arbolado urbano de Santiago.

El muestreo se realizó en una cámara especial por adsorción en tubos TENAX con sensores de control de temperatura, humedad relativa y radiación fotosintéticamente activa. Las muestras adsorbidas se concentraron mediante un equipo de desorción térmica y se cuantificaron mediante GC-FID.

El valor de FE total obtenido para falso acacio es  $33,6 \pm 8,6 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{ h}^{-1}$ . Las emisiones de isopreno de ciruelo rojo y ciruelo verde presentaron gran variabilidad durante el día, razón por la cual se calculó un valor de FE total para horas de la mañana ( $22,0 \pm 15,2 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{ h}^{-1}$  para ciruelo rojo y  $10,2 \pm 4,2 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{ h}^{-1}$  para ciruelo verde) y otro para horas de la tarde ( $2,36 \pm 0,3 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{ h}^{-1}$  para ciruelo rojo y  $2,0 \pm 0,2 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{ h}^{-1}$  para ciruelo verde).

La comparación entre los valores de los FE de las especies exóticas estudiadas y los FE experimentales de otras especies exóticas y nativas, informadas en la literatura, mostró que los FE de las especies nativas son hasta 78 veces menores que los de las especies exóticas, siendo el falso acacio la especie con mayor factor de emisión promedio diario ( $33,6 \pm 8,6 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ), índice potencial formador de ozono (3734) y abundancia en el arbolado urbano de Santiago (11,4 %).

Los FE calculados experimentalmente presentan diferencias significativas, en razones de 5,7 a 216, con los asignados en el inventario de emisiones de CONAMA (1997) mediante asociaciones taxonómicas desde estudios extranjeros.

Los FE obtenidos experimentalmente mostraron diferencias entre los FE de *Prunus cerasifera* y *Punus cerasifera var. nigra pisardii* (misma especie, distinta variedad) y entre *Acacia caven* y *Acacia dealbata* (mismo género) reafirmando que la asociación taxonómica no siempre es una buena aproximación.

Los resultados de este estudio permitieron concluir que: (i) las menores emisiones de COVsB de las especies nativas y su menor índice de potencial formador de ozono relevan sus aptitudes como herramienta de descontaminación y (ii) el inventario de emisiones biogénicas atmosféricas de la RM, realizado a través de aproximaciones taxonómicas, no provee una estimación fidedigna de la influencia de la vegetación urbana en la formación de ozono troposférico, fundamentando y justificando la continuación de esta línea de investigación para obtener inventarios más precisos, mejorar los modelos de formación, transporte y dispersión de ozono y con ello avanzar en las estrategias de descontaminación atmosférica de la ciudad de Santiago.

## SUMMARY

### **Contribution to the emissions inventory biogenic volatile organic compounds of urban forest in the Metropolitan Region**

The ozone is a standardized secondary pollutant formed by nitrogen oxides and volatile organic compounds. Metropolitana Region (MR) exceeded ozone standards in some areas, especially during summer months, causing adverse effects on health and the environment.

The inventory of emissions is a management tools for air pollution control which allows building reliable information on the study of air pollution and establishing effective control strategies.

Volatile organic compounds of biogenic origin (BVOCs) are an essential part of emission inventories, because these species are actives in the chemistry of the troposphere and interact with emissions from human activity for the formation of photochemical oxidants, such as ozone.

The aim of this study was to contribute to the improvement of emissions inventory of MR through the experimental determination of emission factors (EF) for BVOCs of tree species: *Robinia pseudoacacia* (black locust), *Punus cerasifera var. nigra pisardii* (red plum) y *Prunus cerasifera* (green plum), which together account 20% of Santiago urban forest.

For the sampling the static enclosure system and adsorption in TENAX was used with temperature, relative humidity and photosynthetically active radiation control sensors; for the quantification GC-FID connected to an automatic thermal desorption system was used.

The total EF calculated for *Robinia pseudoacacia* was  $33.6 \pm 8,6 \mu\text{g g leaf dry}^{-1} \text{ h}^{-1}$ . *Punus cerasifera var. nigra pisardii* and *Prunus cerasifera* isoprene emissions showed great variability; due to this it was calculated a total EF for morning ( $22.0 \pm 15.2 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{ h}^{-1}$  for red plum and  $10.2 \pm 4,2 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{ h}^{-1}$  for green plum) and a total EF for afternoon ( $2.36 \pm 0.3 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{ h}^{-1}$  for red plum and  $2.0 \pm 0.2 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{ h}^{-1}$  for green plum).

The comparison between experimental EF of native and exotic species showed that native species have lower EF even 78 times lower than those reported for exotic

tree species. Black locus was the specie with highest EF (average daily), ozone creation potential index (3734) and relative abundance in the Santiago urban forest (11.4%).

Experimental EF differ significantly (5.7 to 216 times) from theoretical EF including in COMANA inventory (1997) assigned through the taxonomic method from foreign studies.

The comparison between experimental EF showed that differences exist between *Prunus cerasifera* EF and *Punus cerasifera var. nigra pisardii* EF (same species, different variety) and between *Acacia caven* and *Acacia dealbata* (same genus) confirming that the taxonomic association is not always a good approach.

The results of this study led to the conclusion that: (i) native species are better decontamination tool that exotic arboreal species, due to the minor EF and ozone creation potential index and (ii) the biogenic atmospheric emissions inventory of MR made by taxonomic approach does not provide a reliable estimation of urban vegetation influence in the tropospheric ozone formation, which establishes and justifies the continuation of this research line to obtain more accurate inventories, improve the ozone models of formation transport and dispersion and thereby advance the air pollution control strategies in Santiago.

## 1. INTRODUCCIÓN

En las zonas urbanas, especialmente en regiones tropicales y subtropicales, donde el crecimiento de la ciudad es continuo, las altas temperaturas y la intensa radiación solar durante el día favorecen las altas concentraciones de ozono y otros contaminantes atmosféricos (Rappenglück *et al.*, 2005).

La ciudad de Santiago, una región subtropical, no ha estado exenta de esta realidad, sino que por el contrario, en el año 1996, la Región Metropolitana fue declarada zona saturada por ozono troposférico, además de otros tres contaminantes atmosféricos (D.S.Nº131/96). Actualmente, en algunas áreas de la región, especialmente en la zona nororiente, la norma para ozono que establece  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ N}$ , promedio de 8 horas (D.S.Nº112/02) se supera, en algunas ocasiones, en la época de verano.

Las altas concentraciones de ozono causan efectos adversos sobre la salud de la población y daños en la vegetación y materiales, produciendo importantes pérdidas económicas (Corsmeier *et al.*, 2002).

El ozono es un contaminante secundario, formado a partir de óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>) y compuestos orgánicos volátiles (COVs), en presencia de radicales hidroxilo (OH·) y radiación solar. Por ello, las estrategias para su control deben estar orientadas hacia sus precursores.

Los COVs son emitidos a la atmósfera ya sea por fuentes antropogénicas o naturales. Se estima que los compuestos orgánicos volátiles biogénicos (COVsB) representan entre 50% y 70% de la producción global total de COVs (Carpentier y Liss, 2000), siendo la vegetación la principal fuente de emisión.

No considerar las emisiones de los COVsB dentro de las estrategias destinadas a mejorar la calidad del aire ha dado lugar a importantes impactos socioeconómicos adversos (Chameides *et al.*, 1988). Por esta razón, en los últimos años han aumentado los esfuerzos para entender mejor los procesos de emisión de COVsB, obtener inventarios más precisos y mejorar así los modelos de formación, transporte y dispersión de ozono troposférico.

Los inventarios de emisiones son una herramienta que contribuye a establecer estrategias de control efectivas, ya que entregan información que permite valorar el

papel que desempeñan tanto las emisiones antropogénicas como las biogénicas en la producción y/o formación de contaminantes fotoquímicos (Lamb *et al.*, 1987). Dichos inventarios están contruidos sobre la base de factores de emisión (FE) de las diversas fuentes.

Los FE de especies vegetales corresponden a la velocidad de emisión de un determinado compuesto con respecto a una determinada biomasa, constituyendo una aproximación del comportamiento característico de los compuestos químicos gaseosos de cada especie.

Las emisiones de COVsB presentan una fuerte dependencia con las condiciones ambientales, es por ello que resulta necesario verificar la validez de los FE asignados a las especies vegetales en el inventario de emisiones de la Región Metropolitana.

Este estudio trata de la determinación experimental de los FE de COVsB de tres abundantes especies del arbolado urbano de Santiago: *Robinia pseudoacacia*, *Prunus cerasifera* y *Prunus cerasifera var. nigra pisardii*, las que en su conjunto representan un 20% (FONDEF D00I 1078, 2004), con el propósito de contribuir a mejorar el inventario de emisiones atmosféricas de la Región Metropolitana y con ello hacer más eficientes y eficaces las medidas de descontaminación atmosférica.



## 2. Hipótesis y Objetivos

### Hipótesis de Trabajo

Los factores de emisión de COVsB de *Robinia pseudoacacia*, *Prunus cerasifera* y *Prunus cerasifera var. nigra pisardii*, determinados empíricamente en la Región Metropolitana, presentarán diferencias estadísticamente significativas respecto a los valores incorporados en el inventario de emisiones atmosféricas actualmente existente, lo cual permitirá mejorar la estimación de los COVsB en el inventario de emisiones.

### Objetivo General

Contribuir al mejoramiento del inventario de emisiones biogénicas de la Región Metropolitana, a través de la determinación experimental de los FE de COVsB de *Robinia pseudoacacia*, *Prunus cerasifera* y *Prunus cerasifera var. nigra pisardii*, a fin de aportar a la elaboración de mejores y más eficaces estrategias de control de ozono troposférico y por ende de descontaminación del aire en la región.

### Objetivos Específicos

- Cuantificar las emisiones de COVsB, de las tres especies arbóreas seleccionadas y sus variaciones con la temperatura y la radiación fotosintéticamente activa.
- Calcular los FE normalizados de cada especie en estudio
- Comparar los FE obtenidos experimentalmente con los FE utilizados para el cálculo de emisiones de COVsB en el inventario de emisiones atmosféricas elaborado por CONAMA (1997) para la RM y con los FE informados en la literatura.
- Proponer criterios de selección del arbolado urbano con fines de descontaminación atmosférica de la RM.

### 3. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 Antecedentes Generales

El ozono troposférico es un contaminante secundario normado que constituye uno de los principales problemas de contaminación atmosférica en la Región Metropolitana de Chile.

La gestión de la descontaminación atmosférica por ozono es una tarea difícil. En varias regiones del mundo se presentan altos niveles ozono y no se ha logrado cumplir con las metas propuestas. En la RM se está trabajando en ello desde hace algunas décadas implementando diversas estrategias e instrumentos para su control, los cuales se describen a continuación (Katz, 1993, CONAMA, 1998, 1999, 2000a; Badenier, 2004):

1961- 1978

- Regulación específica para el control de la contaminación (normas primarias de calidad del aire para O<sub>3</sub>, PTS, SO<sub>2</sub>, CO , y NO<sub>2</sub>) (Res. 1215/78 del Ministerio de Salud)
- Regulación enfocada en fuentes fijas
- Atribuciones centradas en el Ministerio de Salud
- Primeras mediciones ambientales

1979- 1989

- Comienza la regulación por resoluciones
- Se instala la primera red automática de monitoreo (MACAM, financiada por Banco Mundial)
- Se elabora un inventario de emisiones atmosféricas
- Se establecen normas de emisión para fuentes fijas y móviles
- Sectores distintos a Salud, asumen atribuciones normativas y de control (Transporte)

1990-1999

- Se elabora ley marco que orienta la acción del ejecutivo
- Se instala la segunda red automática de monitoreo
- Se crea la Comisión Especial de Descontaminación de la RM

- Las fuentes móviles son el centro del control
- Se elabora y pone en marcha el Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica (PPDA)

2000- 2010

- Hay iniciativas en materia de transporte público
- Hay avances en las herramientas para la gestión de la calidad del aire (monitoreo calidad del aire, meteorología, inventario de emisiones y modelación de la calidad del aire)
- Se evalúa y actualiza el PPDA
- Se establecen normas sectoriales para NOx y COVs
- Se establece el sistema de compensación de emisiones para NOx

Con la implementación del PPDA (1998), instrumento que define un marco operacional en el que se asignan responsabilidades, metas y plazos para el control de la contaminación atmosférica (CONAMA), se han logrado avances en la gestión de la descontaminación atmosférica de la región respecto a los niveles de CO y episodios críticos de contaminación por MP<sub>10</sub>. Sin embargo, la norma para ozono que establece 120 µg/m<sup>3</sup> N promedio de 8 horas (D.S.Nº112/02,) aún se supera en algunas áreas de la región, especialmente en los meses de verano (Figura 1).

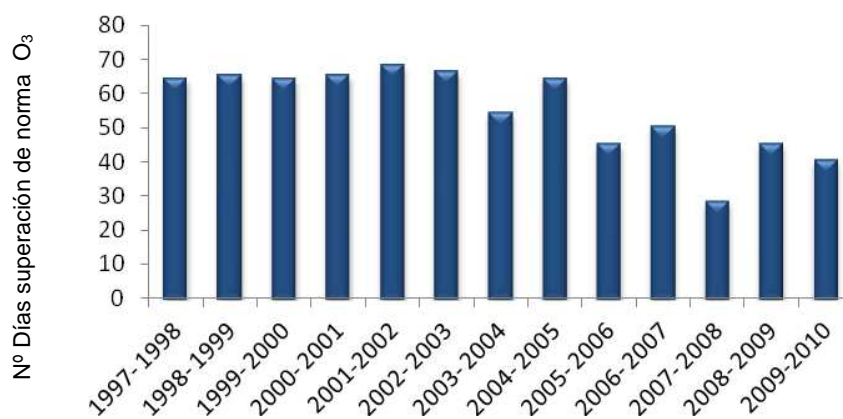


Figura 1. Número de días en que se sobrepasa la norma de ozono de 120 µg/m<sup>3</sup> N (promdio 8 h) durante los meses de veranos de los años 1997 al 2010 (Fuente: Seguel, 2010).

La gestión de la descontaminación de ozono se encuentra dificultada tanto por las condiciones meteorológicas características de la RM en los meses de verano como por la complejidad de la formación de ozono, la cual depende de la abundancia relativa de sus precursores NO<sub>x</sub> y COVs presentando una relación no lineal.

### **3.1.1 Condiciones meteorológicas de la RM**

En la Región Metropolitana, las altas concentraciones de ozono durante los meses de verano podrían estar asociadas a las condiciones de temperatura, insolación y velocidad del viento que presenta la región en esta estación (Rappenglück *et al.*, 2000; Morales, 2006).

Durante los meses de verano, el centro de Chile se encuentra bajo la influencia del anticiclón subtropical dando lugar a cielos despejados y a altas temperaturas en la ciudad de Santiago, con un valor promedio de temperatura de 22 °C y máximas de 35 °C (Schmitz, 2005), lo cual favorece la formación de ozono aumentando la eficiencia de las reacciones químicas y fotoquímicas implicadas; además, las altas temperaturas incrementan las emisiones evaporativas de precursores de ozono (Morales, 2006).

La velocidad del viento en la ciudad es baja, con un promedio de 2,2 m/s. La dirección predominante del viento es SW durante el día y NE durante la noche. La topografía de la cuenca hace que la masa emitida permanezca durante un tiempo bastante prolongado y, por lo tanto, es frecuente que exista cierto grado de acumulación de contaminantes en el aire de Santiago (CONAMA, 2000b).

### **3.1.2 Formación de Ozono**

El ozono es un contaminante secundario, formado a partir de óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>) y compuestos orgánicos volátiles (COVs), en presencia de radicales hidroxilo (OH·) y radiación solar.

Si bien la formación fotoquímica de ozono en la tropósfera está centrada en el ciclo natural de la fotólisis del NO<sub>2</sub>, que involucra al monóxido de nitrógeno (NO), el dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>) y al ozono (O<sub>3</sub>), este ciclo no es capaz de explicar por sí solo la producción fotoquímica de ozono en la tropósfera, puesto que NO<sub>x</sub> y O<sub>3</sub> se

forman y se destruyen sin que tenga lugar la producción neta de ninguno de ellos (Figura 2a) (Guerra *et al.*, 2003).

El ozono fotoquímico se produce cuando el NO se oxida a NO<sub>2</sub> sin intervención del O<sub>3</sub>. Tal oxidación la producen radicales libres (peroxialquilos ·RO<sub>2</sub> e hidroxiperoxilo ·HO<sub>2</sub>), cuya presencia deriva fundamentalmente de la participación de los COV en la química atmosférica (Figura 2b) (Guerra *et al.*, 2003). Tales reacciones son muy complejas y dependen de un modo importante de las condiciones climáticas, tales como la temperatura y la irradiación (Sillman, 1999).

Así, la relación entre ozono, NO<sub>x</sub> y COVs es compleja y no-lineal. La formación de ozono fotoquímico depende de la abundancia relativa de NO<sub>x</sub> y COVs, siendo este último componente el factor limitante que caracteriza la atmósfera urbana en la ciudad de Santiago (Elshorbany *et al.*, 2009).

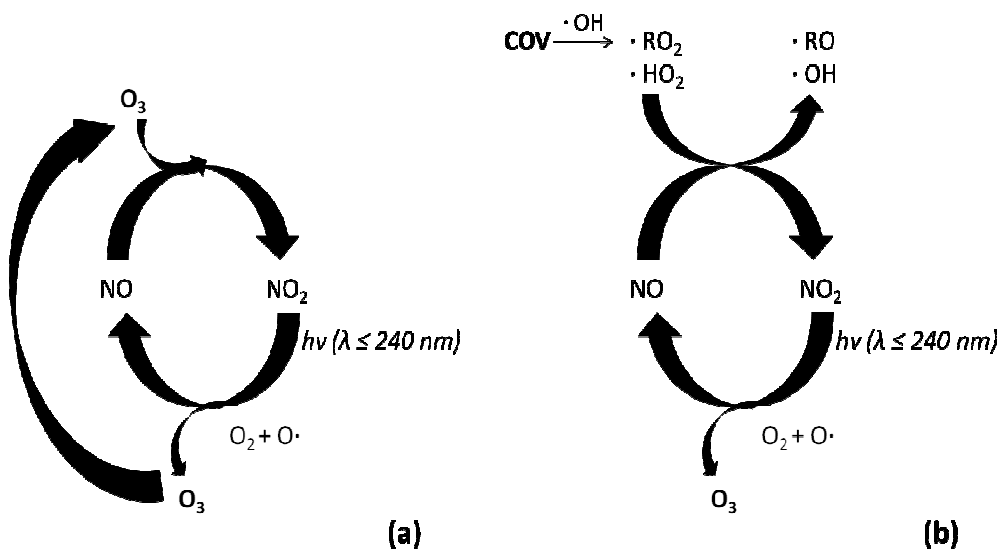


Figura 2. Formación de ozono troposférico. (a) Ciclo natural de la fotólisis del NO<sub>2</sub>. (b) Formación de O<sub>3</sub> en presencia de COVs.

## 3.2 Efectos del ozono troposférico

### 3.2.1 Efectos del ozono en la salud humana

Los efectos del ozono troposférico sobre la salud humana han sido objeto de estudio desde hace más de tres décadas. Dado que el ozono es un gas menos soluble que otros gases contaminantes irritantes, puede penetrar más eficazmente a través del sistema respiratorio, induciendo lesiones en células del pulmón causando un flujo de células inflamatorias (EPA, s/f).

Los efectos típicos del ozono en la salud humana son cambios en la función pulmonar que van precedidos por irritación de ojos, disnea y sibilancias en población sensible (Matus y Lucero, 2002). Según, la Organización Mundial de la Salud (OMS, 1999) en el caso del ozono, los problemas de salud de mayor preocupación son: el aumento en las admisiones hospitalarias, exacerbación del asma, inflamaciones pulmonares y alteraciones estructurales del pulmón.

Los principales factores que influyen en la magnitud de los efectos producidos por el ozono sobre la salud humana son los niveles de concentración de ozono, el periodo de exposición y la sensibilidad individual. Además, existen cuatro grupos de personas particularmente sensibles al ozono: niños, adultos sanos que se ejercitan al aire libre, personas con enfermedades respiratorias preexistentes y ancianos (EPA, s/f).

El número limitado y los resultados contradictorios de los estudios no proporcionan un gran consenso de que el ozono esté relacionado con la mortalidad. La asociación más fuerte y consistente es con las admisiones hospitalarias por causas respiratorias en varias localidades norteamericanas y europeas (OMS, 2000).

En Chile, la mayoría de los estudios no encuentran efectos entre mortalidad total y exposición a ozono. Sin embargo, un estudio realizado con información de calidad del aire para el período 1988-1996, mostró un aumento en las consultas de urgencia infantil de hasta un 23% con niveles de ozono del orden de  $106 \mu\text{g}/\text{m}^3$  presentando así, relaciones estadísticamente significativas entre mortalidad diaria y ozono, sólo en los meses cálidos (Matus y Lucero, 2002). Además, Cakmak *et al.* (2007) encontraron una relación positiva directa entre ozono y mortalidad diaria en

Santiago en los meses cálidos (octubre a marzo), para concentraciones máximas de ozono cercanas a los  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y se asocia a un 4,9% de mortalidad comparado con el 2,1% correspondiente a los meses fríos.

La norma actual en Chile, establece  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$ , promedio de 8 horas (D.S.N°112/02). Según la OMS (2005), existen estudios epidemiológicos de series de tiempo que han puesto de manifiesto pequeñas asociaciones positivas entre la mortalidad diaria y este nivel de ozono, independientes de los efectos del material particulado; por ello, el valor actual recomendado por la OMS para ozono es de  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$ , promedio de 8 horas.

### **3.2.2 Efectos del ozono en la vegetación**

El ozono que entra a la planta a través de los estomas genera varias especies reactivas del oxígeno, tales como el radical superóxido, el radical hidroxilo, el peróxido de hidrógeno y el oxígeno singlete (Kanofsky y Sima, 1995; Langebartels *et al.*, 2002). Si los sistemas de detoxificación de la planta son insuficientes, estas especies reactivas del oxígeno pueden reaccionar con las membranas y otros componentes celulares como las proteínas, causando cambios en la permeabilidad y fluidez de las membranas, daños a enzimas y un desequilibrio iónico y metabólico (Heath y Taylor, 1997).

El efecto más evidente del  $\text{O}_3$  en las plantas son los síntomas visibles en la superficie de las hojas (Figura 3), los cuales suelen aparecer en primer lugar en las hojas más viejas de la planta y ocupar los espacios entre las nervaduras. Estos síntomas consisten en clorosis, motas, puntos y necrosis. En coníferas también se presentan manchas y franjas (Health-Canada and Environment-Canada, 1999). Las hojas también pueden envejecer prematuramente como resultado de la exposición al ozono, como en el caso del trigo y otros cereales (Machler *et al.*, 1995).

Además, puede haber efectos fisiológicos, que se manifiestan sin signos visibles de daños, en el corto plazo, como la reducción de la fotosíntesis (Soja y Soja, 1995). También se ha observado que se produce un aumento de la respiración en la oscuridad asociada a la necesidad de reparar y mantener los tejidos dañados de la planta. Así, los efectos combinados de una reducida asimilación de  $\text{CO}_2$  y un aumento

de su pérdida a través de la respiración producen una disminución de la productividad de la planta en el largo plazo.

Por ejemplo, en los cultivos se reduce la cantidad de granos y semillas e incluso se puede ver alterada la capacidad de tolerancia de la planta al estrés (OMS, 2000).



Figura 3. Efectos del ozono en *Fagus sylvatica* de Herzogstand, Alemania (Dittmar *et al.*, 2004).

### 3.2.3 Efecto del ozono sobre los materiales

El ozono puede reaccionar con diversos tipos de materiales orgánicos (elastómeros, tejidos de fibras celulósicas, textiles, pigmentos y pinturas) a nivel molecular y adicionarse a los dobles enlaces carbono-carbono, produciendo su envejecimiento prematuro.

Además, en presencia de dióxido de azufre ( $\text{SO}_2$ ), el ozono induce la aceleración de procesos de corrosión de metales (zinc, plata, aluminio, cobre, níquel y hierro) y afecta a los materiales de construcción (mármoles, arenisca, caliza, ladrillo, hormigón y grava) (Health-Canada and Environment-Canada, 1999; Morales, 2006).



### **3. 3 Inventario de emisiones**

El inventario de emisiones de contaminantes atmosféricos es un instrumento estratégico para la gestión de la calidad del aire ya que constituye una de las herramientas de base para lograr construir información fidedigna en el estudio de los problemas de contaminación atmosférica y calidad del aire. Estos inventarios son el resultado de un sostenido esfuerzo en la captura de información y validación de las emisiones que se producen por las actividades antropogénicas y biogénicas de la ciudad o región en cuestión (Morales, 2006).

#### **3.3.1 Inventario de emisiones de COVB**

La Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), utilizando el modelo GloBEIS 2, informó en su inventario de emisiones del año 1997 un total de COVsB de 9.379 t/año. En el año 2004, utilizando el modelo UFORE (FONDEF D00I 1078, 2004) se estimó un total de 823 t/año de COVsB, valor cuyo cálculo consideró las emisiones de isopreno y monoterpenos y otros compuestos orgánicos volátiles por especie, para cada uso de suelo y para toda la ciudad de Santiago. En ambos casos, los FE asignados a las especies vegetales fueron determinados en otros países, es decir, en condiciones ambientales diferentes a las de la RM. Además, para especies nativas, cuando no existió información del género de la especie se incluyó en los cálculos valores medios de emisión para familia u orden.

En el inventario realizado por el DICTUC (2007), las emisiones biogénicas se consideraron dentro de las fuentes estacionarias de área; a este grupo pertenece una gran variedad de tipos de fuentes, las que por su naturaleza no se pueden tratar de manera individual. Entre ellas se encuentran las emisiones de tipo: residencial, comercial, biogénicas, quemas e incendios forestales.

### **3.1.2 Factores de emisiones biogénicas**

La base de los inventarios de emisiones biogénicas son los FE, los cuales representan la velocidad de emisión de un determinado compuesto para un tipo de vegetación específica, relativa a la unidad de área o de biomasa foliar; se expresa como la cantidad de emisión, ya sea respecto al área de la hoja ( $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) o a la masa de biomasa seca [ $\mu\text{g (g peso seco)}^{-1} \text{h}^{-1}$ ] (Sharkey *et al.*, 1996). Este valor depende de la fuente y de la especie química involucrada. Así, los FE son específicos para cada especie y localidad y dependen de la estacionalidad.

### **3.4 Generalidades de los COVsB**

En las últimas décadas, el interés por determinar las concentraciones atmosféricas de COVs ha aumentado, ya que grandes cantidades de estos compuestos se emiten a la tropósfera por fuentes antropogénicas y biogénicas (Roukos *et al.*, 2009).

Las fuentes de emisión naturales más importantes son: la vegetación, los océanos, las aguas superficiales continentales, los sedimentos, la descomposición microbiana de material orgánico, los depósitos geológicos de hidrocarburos y los volcanes (Fehsenfeld *et al.*, 1992).

Se estima que los COVsB representan entre 50% y 70% de la producción global total de COVs (Carpentier y Liss, 2000), siendo la vegetación la principal fuente de emisión.

Los COVsB emitidos por especies vegetales, generalmente se emiten como un mecanismo de defensa contra temperatura, insectos y plagas (Kansal, 2009).

#### **3.4.1 Clasificación**

Los COVsB incluyen compuestos oxigenados (aldehídos y cetonas), compuestos cíclicos y lineales generalmente insaturados, siendo el isopreno (unidad

básica  $C_5H_8$ ) y los terpenos (dos o más unidades de isopreno) los compuestos predominantes (Montzka *et al.*, 1993).

Los terpenos se clasifican de acuerdo al número de unidades base que posee la estructura del compuesto, representada por el número de átomos de carbono, como se muestra en el cuadro 1.

Dentro de los COVsB, los monoterpenos constituyen una fracción considerable. Se han identificado una gran cantidad de estos compuestos y se ha estimado que en promedio se emiten 15 o más monoterpenos por especie vegetal (Tingey *et al.*, 1980).

Cuadro 1. Clasificación de los terpenos según número de átomos de carbono

Clase	Número de átomos de carbono	Ejemplos
Hemiterpenos	5	isopreno
Monoterpenos	10	$\alpha$ -pineno, mentol
Sesquiterpenos	15	$\beta$ -cariofileno
Diterpenos	20	tocoferol, retinol
Triterpenos	30	esteroles y saponina
Tetraterpenos	40	carotenoides
Politerpenos	> 45	plastoquinonas

La diferencia en las estructuras (Figura 4) le concederá a los terpenos distintas reactividades, las que se encuentran en directa relación con sus tiempos de vida media, sus concentraciones y las especies con que reaccionan en la tropósfera.

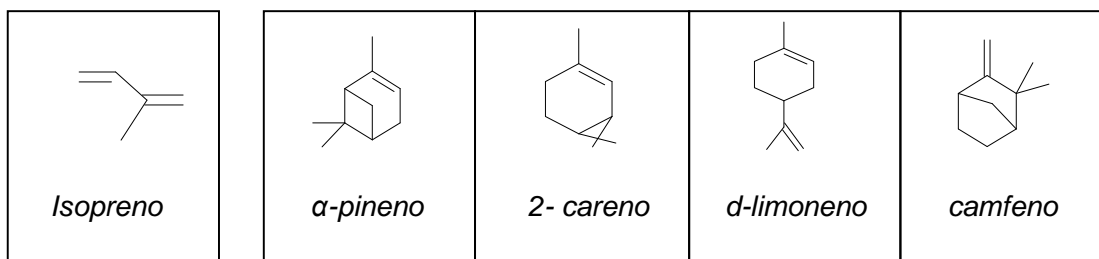


Figura 4. Estructura química de isopreno y algunos monoterpenos

### 3.4.2 Papel en la química atmosférica

Una vez en la atmósfera, los COVsB son afectados por una serie de procesos físicos y químicos. Durante el día, los COVsB interactúan primeramente con el radical HO·, produciendo su oxidación, para luego hacerlo con ozono y con oxígeno triplete (O(<sup>3</sup>P)). Por la noche, cuando la concentración efectiva de OH· es muy baja, los COVsB interactúan principalmente con el radical nitrato (NO<sub>3</sub>·). Estas reacciones afectan la capacidad oxidativa de la atmósfera e influyen en la oxidación y formación de otros gases (Lelieveld *et al.*, 2008).

Así, la importancia de los COVsB radica en su participación en: (i) la formación de oxidantes atmosféricos como ozono troposférico (Atkinson, 2000), (ii) la producción de aerosoles orgánicos secundarios (AOS) como por ejemplo peroxiacetilnitrato (PAN) y (iii) el balance del ciclo global del carbono (Kroll *et al.*, 2006).

Trabajos recientes se han enfocado en el estudio de la participación de los COVsB en el Cambio Climático (CC) (Peñuelas y Staudt, 2010; Pacífico *et al.*, 2009). Un futuro aumento de 2 – 3 °C en la temperatura media global, puede incrementar las emisiones globales de COVsB en un 30 – 45%, lo que conllevaría a: (i) un aumento del ozono troposférico y (ii) aumento del metano (CH<sub>4</sub>) debido a que las emisiones de COVsB reducen la capacidad de oxidación de la atmósfera al reducir el nivel de ·OH (Peñuelas y Staudt, 2010).

### 3.5 Síntesis y emisión de COVsB

Los COVsB son emitidos por casi todas las plantas. Parte del carbono fijado por fotosíntesis en la planta retorna a la atmósfera como COVsB. En plantas superiores se estima que entre cero y 10-20% del carbono fijado se convierte en COVsB (Fowler *et al.*, 2009). A una temperatura de 30 °C, se observó que entre un 0,5 y 2% del carbono fijado se convierte en isopreno (Harley *et al.*, 1994).

Los mecanismos bioquímicos de formación de COVsB están relacionados con el metabolismo celular de la planta. Tanto el isopreno como los monoterpenos se forman en los plastidios a través de la ruta del metileritritol fosfato (Fowler *et al.*, 2009).

Las emisiones de isopreno se basan principalmente en nuevos metabolitos sintetizados en los cloroplastos, pero además existen otras fuentes extra-cloroplastos que proveen carbono para la biosíntesis de isopreno y monoterpenos, como por ejemplo: transporte xilemático de azúcar, almidón del cloroplasto y refijación del CO<sub>2</sub> respirado. Estas fuentes alternativas pueden convertirse en significativas cuando la fotosíntesis se ve disminuída a causa de estrés ambiental (Karl *et al.*, 2002; Kreuzwieser *et al.*, 2002).

La emisión de los COVsB se genera principalmente por difusión, debido a un gradiente de presión de vapor desde los compartimentos celulares con concentraciones relativamente altas hacia el aire circundante de las hojas.

Para isopreno, se considera que su emisión se produce de manera conjunta con su síntesis, debido a que la cantidad de isopreno almacenado en las hojas es despreciable (Fall, 1999), mientras que la mayoría de los monoterpenos y sesquiterpenos se acumulan en estructuras especializadas específicas por un periodo de tiempo después de su producción y antes de su volatilización (Papiez *et al.*, 2009).

La tasa de emisión de COVsB se determina por factores fisiológicos (síntesis) y físico-químicos (emisión) (Peñuelas y Llusià, 2001; Peñuelas y Staud, 2010) (Figura 5). Los factores fisiológicos operan a nivel de la síntesis de compuestos. La luz y la temperatura, son los principales controladores ambientales; la temperatura influye sobre el control de la actividad enzimática (sintetasa isopreno y sintetasa terpenos) y ambos afectan la tasa de producción intermedia. Los factores físico-químicos, como la volatilidad y la tasa de difusión del compuesto, pueden limitar la liberación desde las hojas de los COVsB sintetizados (Fowler *et al.*, 2009).

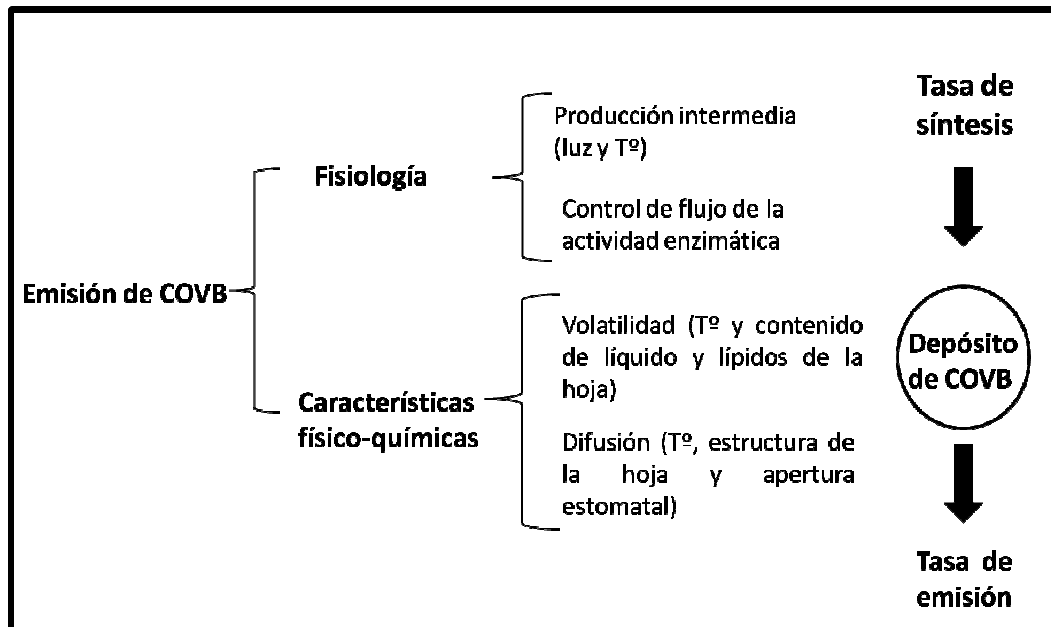


Figura 5. Control fisiológico y físico- químico de las emisiones de COVsB (Adaptado de Fowler *et al.*, 2009).

De los factores anteriormente mencionados, los más estudiados son: (i) la luz y (ii) la temperatura.

i. Luz. La dependencia de la luz distingue la emisión de isopreno de la de monoterpenos y otros hidrocarburos, los cuales se emiten también de noche a diferencia del isopreno que no se acumula en las hojas (Pacífico *et al.*, 2009).

Si bien se ha observado que en general, las emisiones de monoterpenos son dependientes de la temperatura, pero independientes de la intensidad de la luz, existen estudios que han informado una cierta dependencia entre las emisiones de monoterpenos y la luz, para diferentes especies (Staudt y Seufert, 1995: *Quercus ilex*; Shao *et al.*, 2001: *P. Sylvestris*; Owen *et al.*, 2002: *Quercus sp.* y *Cistus incanus*). La influencia de la luz sobre la emisión de monoterpenos puede ser debido a: i) sensibilidad a la luz de las enzimas sintetasa ó ii) si algún producto de la fotosíntesis es requerido por las enzimas para la síntesis de monoterpenos. También la luz puede influenciar la apertura estomatal (Owen *et al.*, 2002).

ii. Temperatura. En las plantas, la partición entre la fase líquida y la fase gaseosa de COVsB se presenta de acuerdo a su constante de Henry's ( $k_H$ ), que en general, es muy alta; por ejemplo, para isopreno  $k_H$  es cercana a  $7500 \text{ Pa m}^3 \text{ mol}^{-1}$  a  $25 \text{ }^\circ\text{C}$ . El equilibrio entre las fases gaseosa y acuosa está determinado por la temperatura y por lo tanto, se espera que con el aumento de la temperatura aumente la emisión de COVsB (Loreto y Schnitzler, 2010).

Respecto a la liberación de los COVsB desde las hojas, Fall (1999), describe 4 principales rutas de emisión: (i) difusión a través de la cutícula de la epidermis de la hoja, (ii) conductancia a través de los estomas, (iii) liberación desde el espacio poroso de la hoja debido a heridas o daño físico y (iv) evaporación desde las capas superficiales formadas luego de heridas o daño físico (Figura 6).

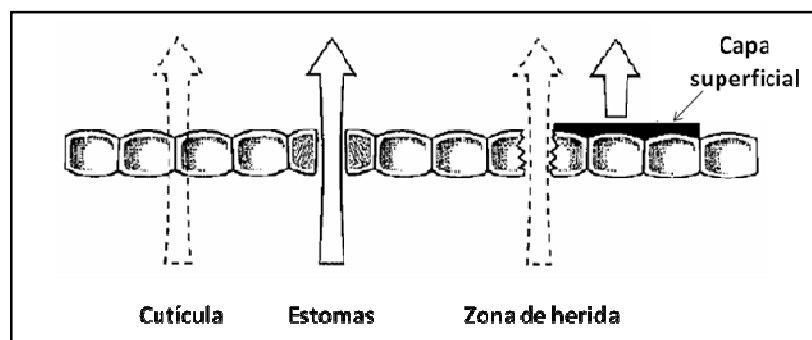


Figura 6. Principales rutas de emisión de COVsB (adaptado de Fall, 1999).

### 3.6 Funciones de los COVsB

Las emisiones de COVsB por la vegetación terrestre cumplen variadas funciones, tales como: (i) información para atraer a polinizadores facilitando el proceso de reproducción de la planta, (ii) mecanismo de defensa de las plantas contra herbívoros y patógenos, (iii) mecanismo de protección contra estresores abióticos (fotoprotección, termotolerancia y estrés oxidativo) y (iv) mecanismo de comunicación planta-planta (Peñuelas y Staudt, 2010).

i. Información para atraer a polinizadores: Las flores emiten (S)-Linalool al igual que las abejas hembras, para atraer a los machos. El macho intenta copular y de esta forma toma el polen, el cual es traspasado a la próxima flor que ellos visitan (Pichersky y Gershenzon, 2002).

ii. Aleja a patógenos y herbívoros: Existen dos mecanismos, uno directo y otro indirecto. El mecanismo directo consiste en la emisión de compuestos para alejar a patógenos y herbívoros (Pichersky y Gershenzon, 2002). Por ejemplo, el 3- Hexenil acetato es emitido por las plantas de tabaco después del daño a las hojas para disuadir a las polillas que se acercan a poner huevos en las heridas de la hoja.

El mecanismo indirecto consiste en la emisión de compuestos para atraer ácaros e insectos que se alimentan o parasitan a herbívoros y patógenos (Pichersky y Gershenzon, 2002). Por ejemplo, el metilsalicilato es emitido para atraer a las hormigas. Las hormigas usan este compuesto como feromona o antiséptico para sus nidos. Así, las hormigas “patrullan” las hojas jóvenes y atacan a los patógenos que se acercan.

iii. Protección de tejidos vegetales contra la temperatura: El isopreno ayuda al aparato fotosintético a recuperarse en los episodios de alta temperatura (sobre 40 °C). Al bloquear la formación de isopreno se suprime en parte la fotosíntesis ayudando a estabilizar las membranas tilacoidales (Sharkey *et al.*, 2001).

iv. Interacción planta-planta: La emisión de COVsB puede provocar respuestas en las plantas vecinas, lo que constituye una vía para las interacciones planta-planta. Investigaciones recientes indican que los COVsB pueden actuar como aleloquímicos y como receptores de señales vecinas (Kegge y Pierik, 2010).

### **3.7 Rol del arbolado urbano en la descontaminación atmosférica**

El arbolado urbano provee muchos servicios ecosistémicos. Algunos de ellos incluyen: mejora de la salud humana, empoderamiento de la comunidad, modificación



del clima, beneficios recreativos, hábitat de vida silvestre, madera, alimentos y estética (Escobedo *et al.*, 2008).

Estudios realizados en Las Vegas (U.S.A.) (Papiez *et al.*, 2009), Beijing (China) (Yang *et al.*, 2005) e Italia (Paoletti, 2009), acerca de las emisiones biogénicas y formación de ozono, recomiendan un buen manejo del arbolado urbano para resolver o minimizar los problemas de contaminación atmosférica urbana, tanto por ozono como por otros contaminantes. Si bien, las especies vegetales del arbolado urbano emiten COVsB contribuyendo a la formación de ozono, también pueden ejercer un efecto benéfico por la remoción de otros contaminantes (Cuadro 2).

El arbolado urbano, ayuda a la descontaminación urbana de ozono a través de dos vías, una directa y otra indirecta. La reducción directa se produce cuando los árboles absorben ozono y otros contaminantes gaseosos como dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>) y dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>), a través de los estomas de sus hojas y por disolución en agua de los contaminantes en las superficies húmedas de las hojas (Akbari, 2002). La reducción indirecta, se asocia a la disminución de la temperatura del aire por la producción de sombra y la evapotranspiración del arbolado urbano, disminuyendo así, la velocidad de reacciones fotoquímicas que favorecen la formación de ozono y otros contaminantes secundario atmosféricos en las zonas urbanas (Nowak *et al.*, 2000).

La cantidad de contaminantes removidos depende de: (i) la concentración de contaminantes atmosféricos, (ii) la estructura y composición del arbolado y (iii) diversas variables meteorológicas.

Cuadro 2. Remoción de contaminantes atmosféricos por el arbolado urbano

Referencia	Ciudad	Remoción total de contaminantes por año (t/año)
Escobedo y Nowak (2009)	Santiago (2000)	2.790
Yang <i>et al.</i> (2005)	Beijing (2002)	1.261
Nowak <i>et al.</i> (1995)	New York City (1994)	1.821
Nowak <i>et al.</i> (1995)	Atlanta	1.196
Nowak <i>et al.</i> (1995)	Baltimore	499

## 4. MATERIALES Y MÉTODO

### 4.1 Cuantificación de las emisiones de COVsB

#### 4.1.1 Muestreo

##### a. Sitio de Muestreo

El muestreo se realizó en las dependencias de la Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas de la Universidad de Chile, en la comuna de Independencia, Santiago de Chile, Región Metropolitana.

##### b. Especies en estudio

Las especies en estudio se seleccionaron por su abundancia relativa en el arbolado urbano de Santiago (FONDEF D00I 1078, 2004): 11,4% *Robinia pseudoacacia*, 5,1% *Prunus cerasifera* y 3,5% *Prunus cerasifera var. nigra pisardii*.

***Robinia pseudoacacia*** es una especie endémica del este de Estados Unidos. Puede alcanzar 20 a 25 m de altura. Posee hojas caducas, copa abierta, tronco recto, recubierto de corteza gruesa y fisurada. Presenta un sistema radical fuerte y extendido. Se propaga mediante semillas o por renuevos provenientes de la raíz (Hoffmann, 1998). Es un árbol de rápido crecimiento y acomodaticio a la mayoría de los suelos, excepto calcáreos, siendo especialmente aptas para suelos arenosos y secos (Sánchez de Lorenzo, 2007).

***Prunus cerasifera* y la variedad *Prunus cerasifera var. Nigra pisardii*** es una especie exótica que puede alcanzar hasta 8 m de altura. Posee hojas caducas, enteras, alternas sobre las ramillas, con borde aserrado y nervadura marcada. Sus flores aparecen antes que las hojas, en primavera o a fines del invierno; son bisexuales, de tonos blancos (ciruelo verde) a rosado intenso (ciruelo rojo). Se propaga mediante semillas. El follaje original de la especie es de color verde claro, pero la variedad *pisardii* (ciruelo rojo) lo tiene purpúreo. Ambas *Prunus*, crecen mejor en

suelos profundos, sueltos y con alta humedad. Soportan las heladas y resisten podas anuales (Hoffmann. 1998).

#### c. Selección de Individuos y unidad de investigación

Como unidad de investigación se seleccionó una rama visualmente saludable es decir, sin evidencia de herbivoría, plagas o enfermedad, como representativa de la especie a muestrear (Owen *et al.*, 2001; Simon *et al.*, 2005; Padhy y Varshney, 2005; Moukhtar *et al.*, 2006), además de encontrarse expuesta a la radiación solar. Los individuos de cada especie fueron seleccionados con el mismo criterio visual.

Las mediciones se repitieron en la misma rama para reducir la variabilidad de la muestra (Tsui *et al.*, 2008).

#### Supuestos

- Todas las ramas de un mismo individuo, en iguales condiciones de temperatura y RFA, emiten la misma cantidad de COVsB
- Todos los individuos de una misma especie arbórea, en iguales condiciones de temperatura y RFA, emiten la misma cantidad de COVsB.

#### d. Colección de la muestra

Para el muestreo se utilizó la técnica de encierro estático. Para ello, la rama seleccionada se encerró, sin dañar las hojas, en una cámara de plexiglás (50 cm x 40 cm x 40 cm), la cual permite el paso de la radiación solar (incluida la RFA, la cual comprende un rango de longitudes de onda entre los 400 y 700 nm). La cámara de muestreo se constuyó de acuerdo a las experiencias de varios investigadores: Peralta (2009), Préndez *et al.* (2008), Guenther *at al.* (1991, 1996), Janson (1993), Hakola *et al.* (1998), Janson *et al.* (1999), Geron *et al.* (2000), Boissard *et al.* (2001), Pétron *et al.* (2001), y de otras obtenidas en el proyecto BEMA entre 1993 y 1997 (Kesselmeier *et al.*, 1996; Sabillon y Cremades, 2001).

Dentro de la cámara se colocaron sensores de temperatura, humedad relativa y RFA para una determinación simultánea; fuera de ella se colocó una bomba de bajo flujo (100 mL min<sup>-1</sup>) con dos tubos adsorbentes de acero inoxidable rellenos con Tenax TA, en serie para asegurar la adsorción completa de la muestra (Figura 7).

El Tenax TA es un polímero poroso de óxido de 2,6-difenileno. Puede retener o atrapar compuestos volátiles y semivolátiles con un límite superior de temperatura de 350 °C y se puede limpiar fácilmente calentándolo con una corriente de gas inerte (Calogirou *et al.*, 1996).

De Bortoli *et al.* (1992) y Arnts (2010), estudiaron el efecto del envejecimiento del Tenax-TA para descartar cualquier cambio en sus propiedades. Dichos autores informaron que no hay cambios en la recuperación de COVsB cuando los tubos de Tenax han sido reutilizados por 16-21 y 20-15 veces, respectivamente.

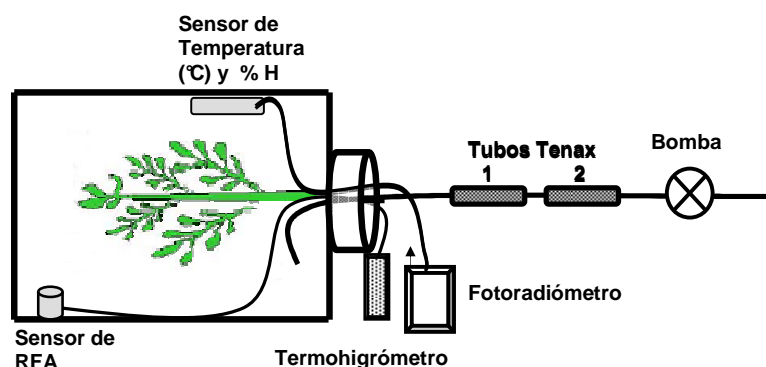


Figura 7. Esquema sistema de muestreo (Peralta, 2004)

Se realizaron 5 mediciones diarias, de media hora cada una, por 5 días. Los días de muestreo por especie se presentan en el siguiente cuadro (Cuadro 3).

Cuadro 3. Fecha de muestreos de las especies en estudio

<b>Especie</b>	<b>Fecha de Muestreo</b>
<i>Prunus cerasifera</i>	15,16,17,18 y 19 de Noviembre
<i>Prunus cerasifera var. Nigra pisardii</i>	22,23,24,25 y 26 de Noviembre
<i>Robinia pseudoacacia</i>	29 y 30 de Noviembre 1,2 y 3 de Diciembre

Al final del experimento las ramas se cortaron y secaron a una temperatura de 60 °C en una estufa (WTB-Binder) para obtener la masa seca (biomasa).

#### 4.1.2. Identificación y cuantificación de COVsB

Previo a la determinación de COVsB, se realizó una desorción térmica (equipo Perkin Elmer ATD-400), la cual consiste en la utilización de la temperatura y el flujo de un gas inerte (helio) para desorber y concentrar los COVsB de la matriz sólida (Tenax-TA). Esta técnica permite concentrar la muestra para luego transferirla a un sistema analítico.

El sistema analítico utilizado fue un cromatógrafo de gases con detector de ionización de llama (HP modelo 5890 Serie II), el cual se conectó en línea con el equipo de desorción térmica para permitir una transferencia automática de las muestras. Según Aragón *et al.*, (2000), este sistema analítico es el más adecuado para la determinación de muestras ambientales de compuestos orgánicos en concentraciones a nivel trazas. Además, Arnts (2010), informó que esta técnica provee buenos resultados en la recuperación de monoterpenos al ser comparada con la técnica criogénica.

Las condiciones del análisis cromatográfico fueron las siguientes: (a) Temperatura del inyector: 250 °C; (b) Temperatura del detector: 280 °C; (c) Columna: HP-Ultra 2 (crosslinked 5% Ph Me silicone) (25 m x 0,2 mm, espesor 0,33 µm); (d) Método splitless.

La identificación cualitativa se hizo considerando los tiempos de retención ( $t_R$ ) de cada compuesto en la columna. Para ello, se prepararon soluciones de concentración elevada (1000 ng µL<sup>-1</sup>) de los compuestos de interés (estándares certificados SIGMA-ALDRICH) utilizando metanol p.a. (J.T.Baker) como solvente.

La cuantificación de los compuestos se realizó a través de la construcción de curvas de calibración, obtenidas a partir de soluciones multiestándares de diferentes concentraciones preparadas en n- hexano y metanol para isopreno y monoterpenos, respectivamente.

Los cálculos del límite de detección (LD) y el límite de cuantificación (LC) se realizaron según las siguientes expresiones matemáticas:

$$\frac{n-2}{\sqrt{(n-1)}}$$

$$\frac{n-2}{\sqrt{(n-1)}}$$

donde:  $S_y/x$  es la desviación estándar de la regresión;  $b$  es la pendiente de la recta y  $n$  numero de pares de datos.

#### 4.2 Cálculo de los factores de emisión normalizados

La emisión de terpenos se calculó a diferentes horas del día siendo caracterizada con respecto a la temperatura y la radiación fotosintéticamente activa. Los FE de cada especie se calcularon usando la siguiente expresión matemática:

$$FE = \frac{C \times Q}{M}$$

donde:

FE: Es el factor de emisión, expresado en  $\mu\text{g g}^{-1}\text{hs h}^{-1}$

C: La concentración del compuesto, expresada en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Q: El caudal de aire muestreado, expresado en  $\text{m}^3/\text{h}$

M: La masa de biomasa seca expresada en gramos de hoja seca

Para estandarizar los valores se utilizaron los siguientes algoritmos propuestos por Guenther *et al.* (1995), los cuales han sido utilizados por diversos autores (Owen *et al.*, 2002; Simon *et al.* 2005; Padhy y Varshney, 2005; Préndez *et al.*, 2008)

a) Isopreno

$$I = I_S C_T C_L$$

El factor  $C_L$  se define como:

$$C_L = \frac{\alpha C_{L1} L}{\sqrt{1 + \alpha^2 L^2}}$$

donde:  $L$  es la RFA,  $\alpha$  (0.0027) y  $C_{L1}$  (1.066) son coeficientes empíricos

El Factor  $C_T$  se define como:

$$C_T = \frac{\exp \frac{C_{T1}(T-T_s)}{RTT_s}}{C_{T3} + \exp \frac{C_{T2}(T-T_M)}{RTT_s}}$$

donde: R (8,314 J K<sup>-1</sup> mol<sup>-1</sup>), T es la temperatura de la hoja (K), T<sub>s</sub> (303 K) es la temperatura estándar y T<sub>M</sub> (314 K), C<sub>T1</sub> (95000 J mol<sup>-1</sup>), C<sub>T2</sub> (230000 J mol<sup>-1</sup>) y C<sub>T3</sub> (0.961) son coeficientes empíricos.

b) Terpenos

$$M = M_s \times \exp (\beta (T-T_s))$$

donde: M es la velocidad de emisión del monoterpeno a una temperatura T, M<sub>s</sub> es la velocidad de emisión del monoterpeno a una temperatura estándar T<sub>s</sub> (30 °C) y β (0,09) es un coeficiente empírico.

#### **4.3 Comparación de los FE experimentales respecto a los incorporados en inventario de emisiones**

Se compararon los valores de los FE obtenidos experimentalmente con los FE estándar, incluidos en el inventario de emisiones realizado por el CONAMA (1997) y con los FE informados en la literatura. No fue posible realizar un análisis estadístico de significancia, ya que la información entregada en el inventario de emisiones de CONAMA (1997) y en la literatura no se indica el número de muestras consideradas y la variabilidad para los datos de FE.

#### **4.4 Proposición de criterios para la selección del arbolado urbano**

Sobre la base de los resultados obtenidos experimentalmente, complementado con la teoría, se elaboraron criterios generales de selección del arbolado urbano para la descontaminación de la RM, acordes con la realidad de la región.

## 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 5.1 Cuantificación de las emisiones de COVsB y su variación con la temperatura y la radiación fotosintéticamente activa

El cuadro 4 muestra el conjunto de COVsB emitidos por las especies arbóreas en estudio. El isopreno es emitido por las tres especies en estudio al igual que el sesquiterpeno trans-cariofileno. Además, se identificaron 13 monoterpénos en el ciruelo verde y el ciruelo rojo y 12 en el falso acacio. El límite de detección, el límite de cuantificación y el tiempo de retención de cada compuesto se presentan en el Anexo I.

Cuadro 4. Isopreno y monoterpénos emitidos por las especies en estudio

Compuesto	Ciruelo verde	Ciruelo rojo	Falso acacio
isopreno	✓	✓	✓
$\alpha$ -pineno	✓	✓	✓
(-) camfeno	✓	✓	-
2- careno	✓	✓	✓
3- careno	✓	✓	✓
$\alpha$ -terpineno	✓	✓	✓
limoneno	✓	✓	✓
cineol	✓	✓	✓
$\gamma$ -terpineno	✓	✓	✓
linalol	✓	✓	✓
mentol	✓	✓	✓
terpineol	✓	✓	✓
DL citronelol	✓	✓	✓
carvacrol	✓	✓	✓
trans- cariofileno	✓	✓	✓



Dado que las emisiones de COVsB cumplen un rol protector del árbol, la composición de las emisiones depende del tipo y/o magnitud del daño producido (Maffei, 2010). El daño, puede ser considerado un reflejo de las condiciones ambientales a las que el árbol se encuentra expuesto, específicamente las condiciones de temperatura, radiación solar, presencia de ciertos insectos y herbívoros y niveles de contaminación atmosférica (en atmósferas urbanas).

Las tres especies en estudio comparten iguales condiciones ambientales, lo cual explica la similitud de la composición (tipo de compuestos) de las emisiones de COVsB, excepto por el monoterpeno (-)-camfeno, emitido por ciruelo verde y ciruelo rojo, solamente. Un estudio de Kegge y Pierik (2010) mostró que el (-)-camfeno aplicado externamente a *Brassica campestris* inhibe su germinación y crecimiento, lo cual sugiere que el (-)- camfeno sería emitido como un aleloquímico, es decir es un compuesto químico producido por plantas que provoca algún efecto sobre otros organismos.

#### 5.1.1 *Prunus cerasifera* (ciruelo verde)

La Figura 8 muestra las concentraciones promedio a distintas horas del día de los terpenos emitidos para los cinco días estudiados, sus respectivas desviaciones estándar poblacionales y los valores de temperatura y RFA correspondientes.

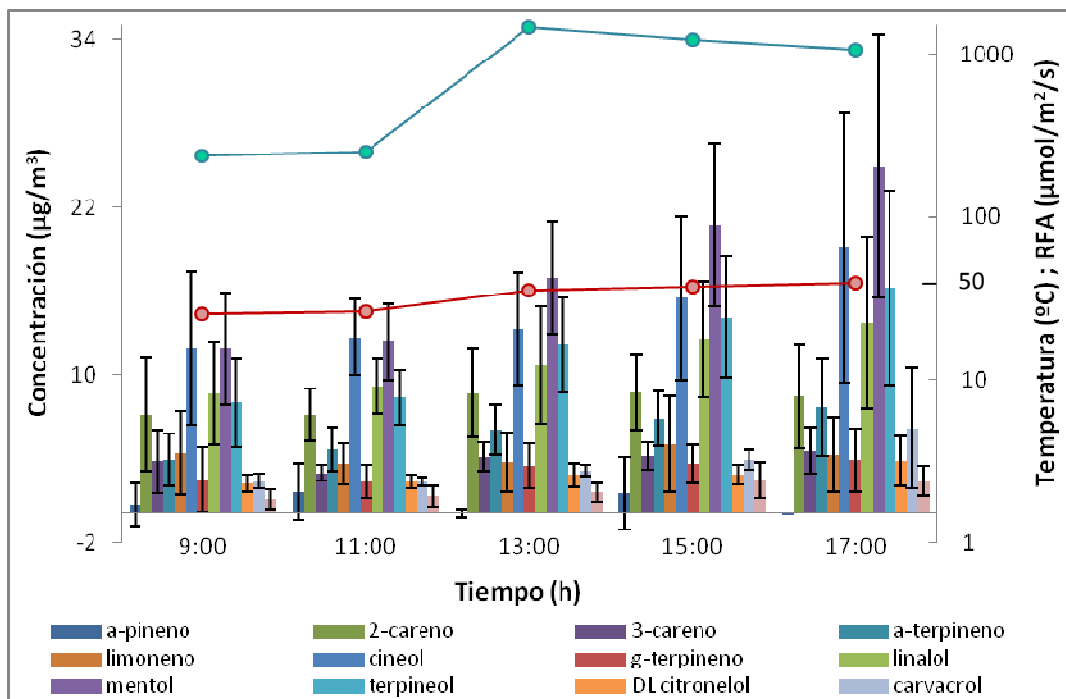


Figura 8. Concentraciones promedio a distintas horas de día (n=5) de terpenos en ciruelo verde y su relación con la temperatura y radiación fotosintéticamente activa

En las muestras a lo largo del día las concentraciones de  $\alpha$ -pineno son muy bajas y a las 17:00 h no se observa emisión. El monoterpeno (-) camfeno sólo presentó emisiones en las muestras de las 13:00 y las 17:00 h con concentraciones promedio de 0,28 y 0,21  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente. Los monoterpenos mencionados presentan las menores concentraciones promedio de los compuestos estudiados.

En general, es posible observar una tendencia al aumento de las concentraciones de terpenos hacia horas de la tarde. Los compuestos mayoritariamente emitidos son cineol, linalol mentol y terpineol.

El sesquiterpeno trans cariofileno se emitió a lo largo del día en concentraciones promedio inferiores a la mayoría de los monoterpenos (excepto  $\alpha$ -pineno y (-) camfeno).

Es posible observar una relación directa entre la emisión de terpenos y la temperatura. El Cuadro 5 muestra los valores de r de los terpenos que presentan una correlación con la temperatura.

Cuadro 5. Correlación entre terpenos y la temperatura ambiente en ciruelo verde

Terpeno	Valor r
2- careno	0,9448*
$\alpha$ -terpineno	0,9754**
$\gamma$ - terpineno	0,9948**
linalol	0,9486*
mentol	0,9497*
terpineol	0,9800**
trans-cariofileno	0,9092*

(\*) Coeficiente de correlación para nivel de significancia de 95% ( $r > 0,870$ )

(\*\*) Coeficiente de correlación para nivel de significancia de 99% ( $r > 0,959$ )

En general, no se observa una correlación directa entre la RFA y las emisiones de terpenos. Sólo los monoterpenos 2- careno y  $\gamma$ - terpineno presentan una correlación con un coeficiente de correlación de  $r = 0,9858$  (nivel de significancia  $>99\%$ ) y  $r = 0,8958$  (nivel de significancia  $>95\%$ ), respectivamente.

Una mayor cantidad de monoterpenos presentaron correlación con la temperatura que con la RFA. Estos resultados coinciden con lo informado en la literatura, donde generalmente se ha encontrado que los monoterpenos son dependientes de la temperatura, pero independientes de la RFA. Sin embargo, se ha observado una correlación entre emisiones y RFA para algunos monoterpenos en ciertas especies, como por ejemplo: ocimeno en *Pinus pinea* (Owen, *et al.*, 2002), ocimeno y linalol en *Pinus halepensis* (Simon *et al.*, 2005) y eucaliptol en *Abies alba* (Moukhtar *et al.*, 2006).

Loreto *et al.* (1996) sugieren que los arboles que emiten monoterpenos de forma luz-dependiente lo hacen a través de carbono sintetizado recientemente.

La Figura 9 muestra los valores de las concentraciones de terpenos totales en función de la temperatura y la RFA. Los terpenos totales promedio horario muestran una correlación al 99% ( $r = 0,9597$ ) con la temperatura no así con la RFA.

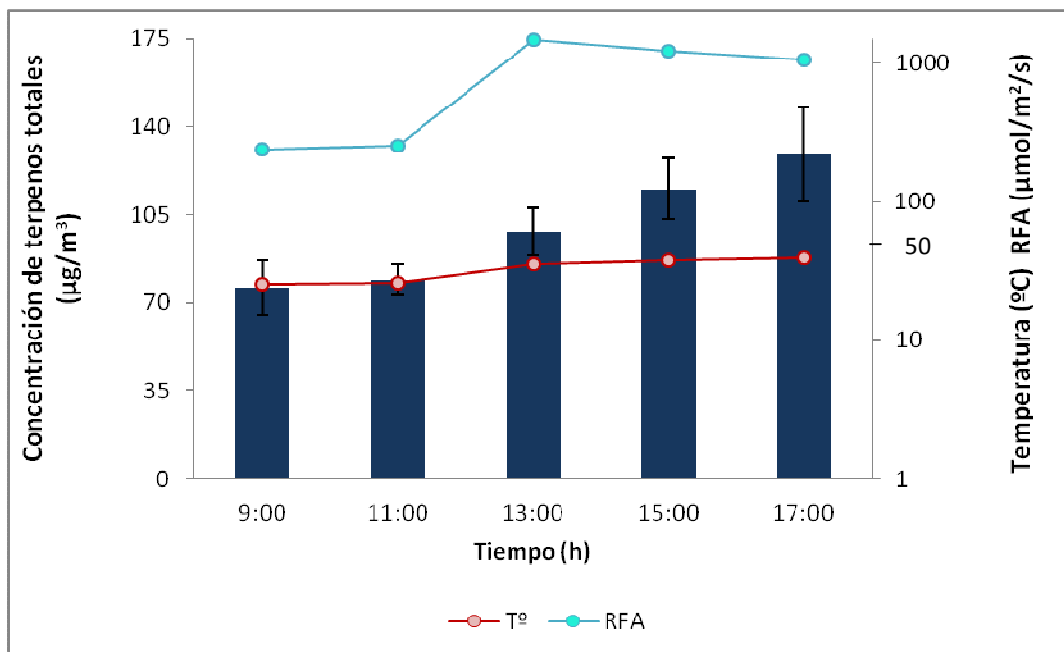


Figura 9. Concentraciones promedio a distintas horas del día (n=5) de terpenos totales en ciruelo verde y su relación con la temperatura y radiación fotosintéticamente activa

La Figura 10 muestra las concentraciones promedio de isopreno a distintas horas del día, sus respectivas desviaciones estándar poblacionales y los valores de temperatura y RFA correspondientes.

Los valores de las concentraciones de isopreno están en el rango de 59,7 a 161,1 µg/m³. La concentración máxima se observa a las 9:00 h, presentando una acentuada variabilidad entre los cinco días de muestreo. Hacia las 11:00 h la concentración disminuye manteniéndose casi constante por el resto del día.

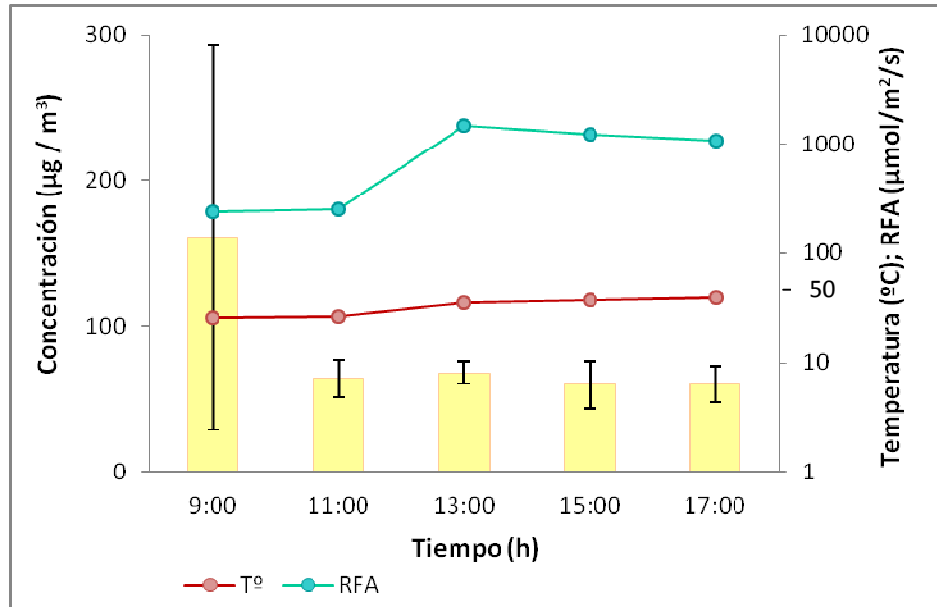


Figura 10. Concentraciones promedio a distintas horas del día (n=5) de isopreno en ciruelo verde y su relación con la temperatura y radiación fotosintéticamente activa

No existe una correlación con nivel de significancia  $\geq 95\%$  entre concentración de isopreno y temperatura ni entre concentración de isopreno y RFA.

Al encontrarse el ciruelo verde en condiciones ambientales está expuesto a otros estresores que podrían influir en sus emisiones de modo aditivo o supresivo (Holopainen y Gershenzon, 2010) y por ello la emisión de isopreno se vería afectada por otras variables (humedad, nutrientes del suelo, presencia de patógenos, entre otras) independientemente de la temperatura y la RFA.

### 5.1.2 *Prunus cerasifera* var. *Nigra pisardii* (ciruelo rojo)

La Figura 11 muestra las concentraciones promedio a distintas horas del día de los terpenos emitidos en los cinco días estudiados y sus respectivas desviaciones estándar poblacionales.

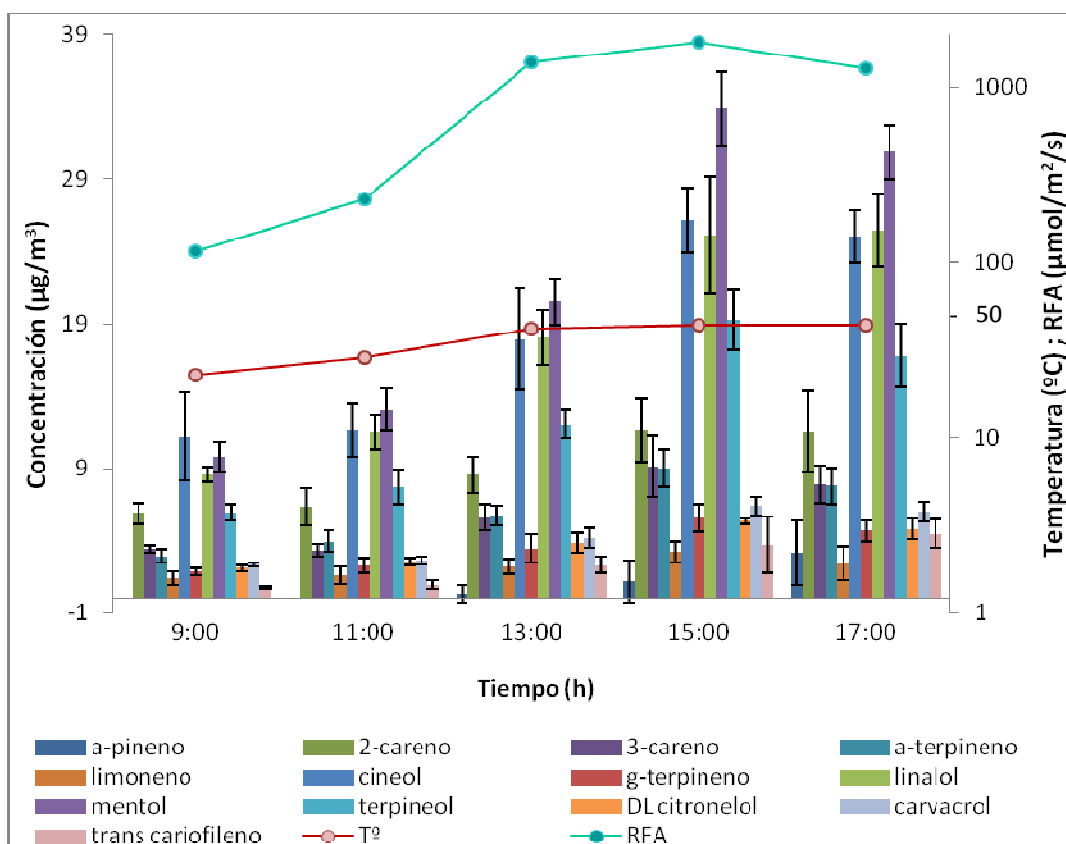


Figura 11. Concentraciones promedio a distintas horas del día (n=5) de terpenos en ciruelo rojo y su relación con la temperatura y radiación fotosintéticamente activa

No se observa emisión de α-pineno a las 9:00 y a las 11:00 h; en el resto del día las concentraciones son comparativamente bajas. La emisión de (-) camfeno sólo se presenta a las 15:00 y a las 17:00 h con concentraciones promedio de 0,26 y 0,23 µg/m<sup>3</sup>, respectivamente.

En general, se observa un máximo de emisiones de la mayoría de los terpenos a las 15:00 h y a las 17:00 h. Los compuestos mayoritariamente emitidos son cineol, linalol, mentol y terpineol, al igual que en las emisiones del ciruelo verde.

El sesquiterpeno trans cariofileno, se emitió a todas horas, presentando un aumento en su emisión hacia la tarde, alcanzando un máximo a las 17:00 h con una concentración promedio de 4,48  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

El Cuadro 6 muestra los valores de r para las correlaciones de las emisiones de los diferentes terpenos con la temperatura y la RFA.

Cuadro 6. Correlación entre diferentes terpenos y la temperatura ambiente y la radiación fotosintéticamente activa en ciruelo rojo

<b>Terpeno</b>	<b>Valor r temperatura</b>	<b>Valor r radiación fotosintéticamente activa</b>
2- careno	0,9165	0,9008
3- careno	0,8874	0,9183
$\alpha$ -terpineno	0,9227	0,9311
limoneno	0,8748	0,9453
cineol	0,9135	0,9139
$\gamma$ - terpineno	0,9058	0,9291
linalol	0,9490	0,9148
mentol	0,9160	0,9131
terpineol	0,9203	0,9293
DL citronelol	0,9464	0,9522
carvacrol	0,9204	0,9173
trans-cariofileno	0,9058	NC

Coefficiente de correlación para nivel de significancia  $\geq 95\%$  ( $r > 0,870$ )

NC= no correlaciona con un nivel de significancia  $\geq 95\%$

En el ciruelo rojo, 12 terpenos mostraron una correlación con la temperatura; esto se debe en parte a un proceso físico en la emisión, el incremento de la presión de vapor de los COVsB con el aumento de la temperatura (Holopainen y Gershenzon, 2010) y en parte a un proceso fisiológico en que la actividad de las enzimas sintetetasas se ven favorecidas con la temperatura (Fowler *et al.*, 2009).

La relación entre la RFA y la emisión de COVsB no es clara. El algoritmo propuesto por Guenther *et al.* (1995) para monoterpenos describe la emisión de éstos como una función exponencial sólo de la temperatura. Sin embargo, hay estudios que demuestran que la luz puede afectar la actividad de las enzimas monoterpeno sintetetasas (Fowler *et al.*, 2009) y que de ser así esta emisión sería realizada desde carbono recientemente sintetizado (Loreto *et al.*, 1996).

Debido a la fuerte co-variación de temperatura y RFA que se da a veces a lo largo del día en condiciones ambientales, es difícil poder separar los efectos de estas dos variables.

Así, la correlación de 11 monoterpenos con la RFA podría explicarse por el aumento de la actividad enzimática; esta correlación podría también no ser directa, ya que en los días de muestreo del ciruelo rojo las condiciones ambientales de temperatura y RFA se encontraban estrechamente relacionadas (Anexo II).

La Figura 12 muestra los valores de las concentraciones de terpenos totales en función de la temperatura y la RFA. Los terpenos totales a las distintas horas del día muestran una correlación al 95% con la temperatura ( $r= 0,9205$ ) y con la RFA ( $r= 0,9136$ ).



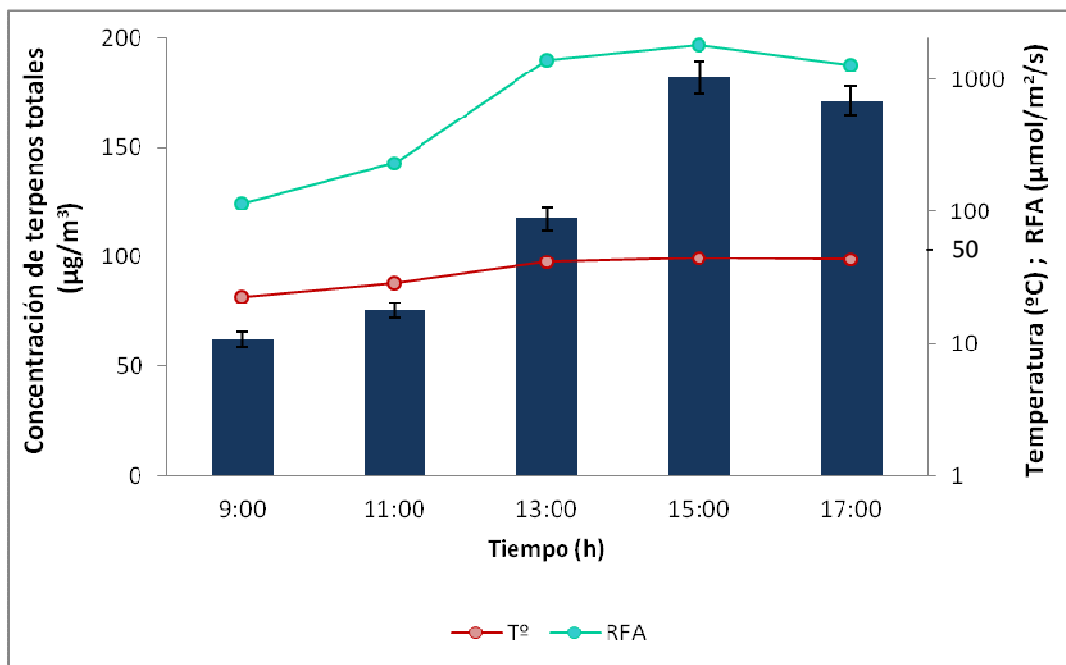


Figura 12. Concentraciones promedio a distintas horas del día (n=5) de terpenos totales en ciruelo rojo y su relación con la temperatura y radiación fotosintéticamente activa

La Figura 13 muestra las concentraciones promedio de isopreno a distintas horas del día, sus respectivas desviaciones estándar poblacionales y los valores de temperatura y RFA correspondientes.

Al igual que en el ciruelo verde la concentración máxima de isopreno se observa a las 9:00 h, con un valor de  $105,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Hacia las 11:00 h las emisiones de isopreno disminuyen y se mantienen en valores alrededor de 50 a  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

No existe una correlación entre la concentración de isopreno y la temperatura o la RFA. Loreto *et al.* (2006) encontraron que a altas temperaturas ( $45 \text{ }^\circ\text{C}$ ) decae la emisión de isopreno desde las hojas de *Phragmites*, debido a un déficit temporal en la formación de sustratos formados fotosintéticamente necesarios para su síntesis. Esto podría quizás explicar la disminución de la emisión de isopreno por la tarde en el ciruelo rojo, ya que en los días de muestreo, la temperatura alcanzó un valor máximo promedio de  $44,1 \text{ }^\circ\text{C}$  en horas de la tarde.

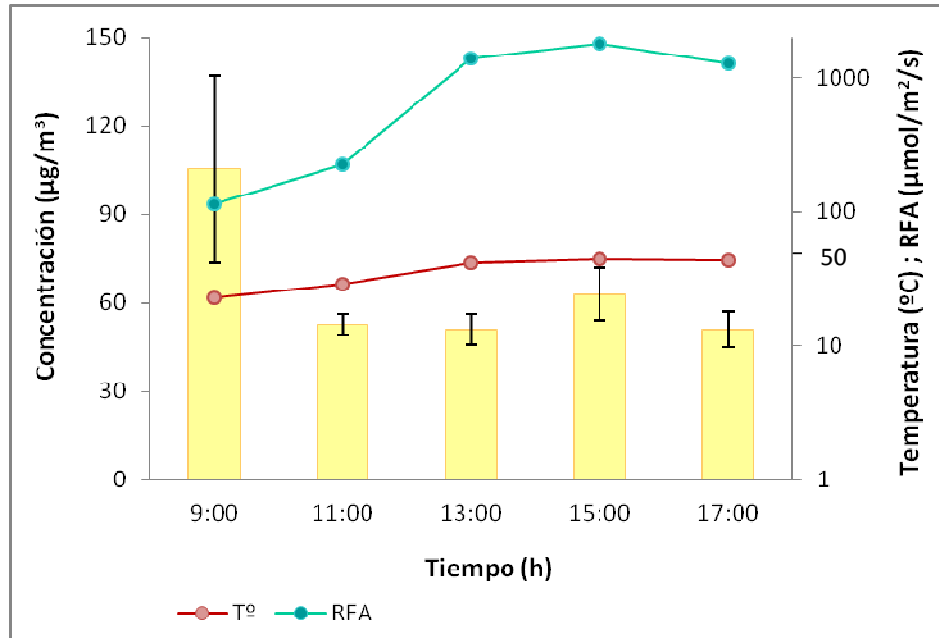


Figura 13. Concentraciones promedio a distintas horas del día (n=5) de isopreno en ciruelo rojo y su relación con la temperatura y RFA

### 5.1.3 *Robinia pseudoacacia* (falso acacio)

La Figura 14 muestra las concentraciones promedio de los terpenos emitidos a distintas horas del día en los cinco días estudiados y sus respectivas desviaciones estándar poblacionales.

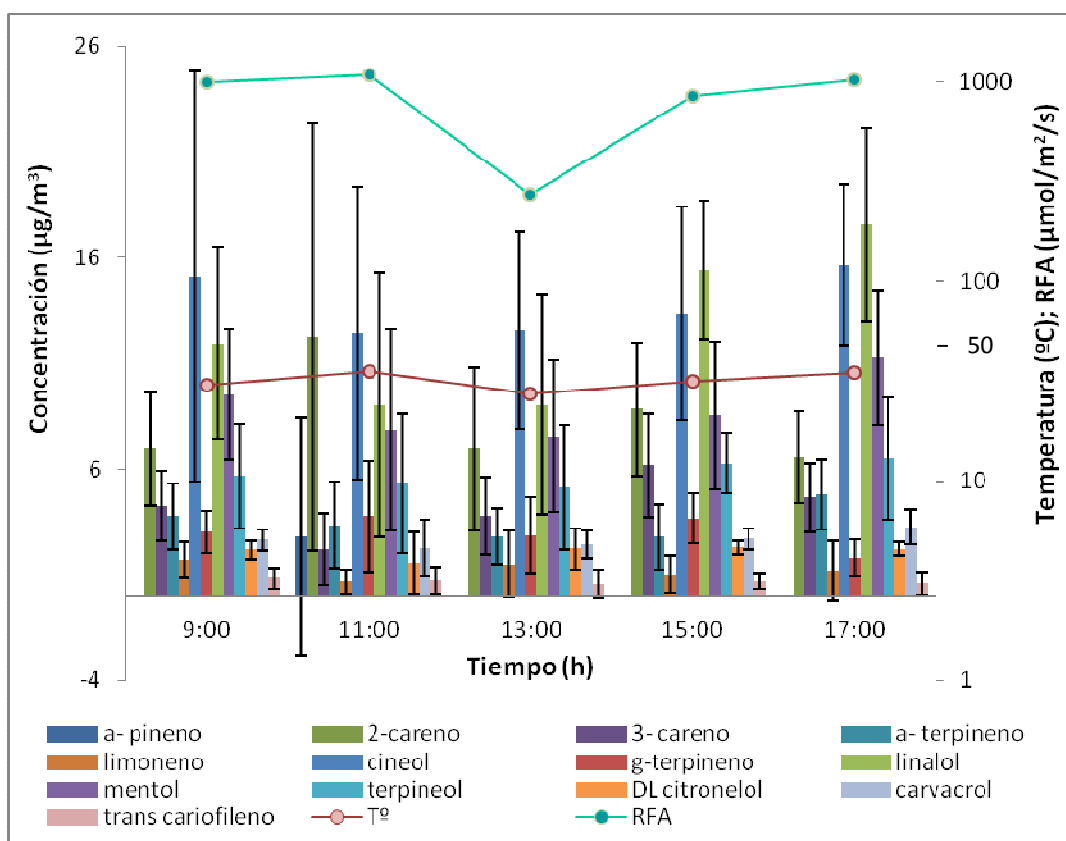


Figura 14. Concentraciones promedio a distintas horas del día (n=5) de terpenos en falso acacio y su relación con la temperatura y radiación fotosintéticamente activa

El monoterpeno (-) camfeno no se encuentra presente en las emisiones del falso acacio a diferencia del ciruelo verde y ciruelo rojo. El monoterpeno  $\alpha$ - pineno sólo presentó emisiones a las 11:00 h con una concentración promedio de  $0,11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Los compuestos mayoritariamente emitidos son 2-careno, cineol, linalol mentol y terpineol. El monoterpeno 2- careno presenta su máxima emisión a las 11:00 h con

una concentración promedio de  $12,26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . El cineol, linalol, mentol y terpineol presentan máximos en horas de la tarde, al igual que el ciruelo verde y el ciruelo rojo.

El sesquiterpeno trans cariofileno, se emitió siempre en concentraciones promedio inferiores a las de los monoterpenos, con un rango de emisión entre los  $0,58$  y  $0,83 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

A diferencia del ciruelo verde y el ciruelo rojo, en el falso acacio no hay una correlación con nivel de significancia  $>95\%$  entre emisiones de terpenos y la temperatura o la RFA. Tampoco hay algún terpeno en particular que correlacione con dichas variables. Esto se puede deber a otros factores (bióticos o abióticos) que están influyendo en las emisiones.

La Figura 15 muestra las concentraciones promedio de isopreno a distintas horas del día, sus respectivas desviaciones estándar poblacionales y los valores de temperatura y RFA correspondientes. Los valores de las concentraciones de isopreno están en un rango entre  $309,2$  y  $653,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , valores muy superiores a los presentados por ciruelo verde y ciruelo rojo.

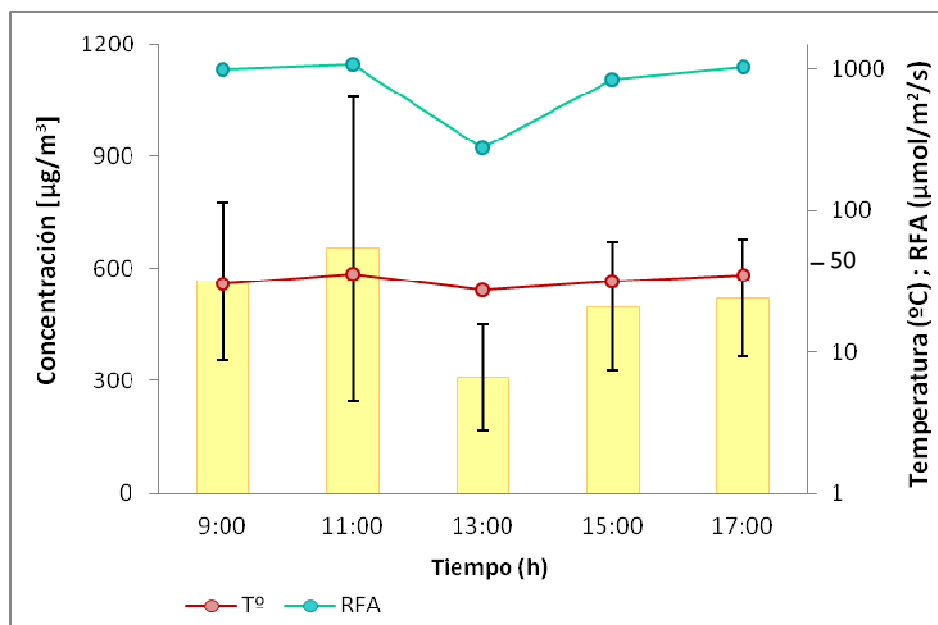


Figura 15. Concentraciones promedio a distintas horas del día ( $n=5$ ) de isopreno en falso acacio y su relación con la temperatura y RFA

A diferencia del ciruelo verde y el ciruelo rojo, las emisiones de isopreno de falso acacio presentan una correlación con un nivel de significancia  $\geq 95\%$  con la RFA ( $r= 0,9460$ ), pero no con la temperatura.

La emisión de isopreno depende de la fotosíntesis, especialmente del ciclo de reducción del carbono fotosintético. El incremento de la emisión de isopreno con la RFA puede deberse a la activación de la enzima isopreno sintetasa, a la activación de rutas metabólicas de otros sustratos necesarios para su síntesis o a ambos efectos (Sharkey y Yeh, 2001).

Padhy y Varshney (2005), encontraron resultados similares en especies arbóreas tropicales. Según estos autores la no-correlación con la temperatura y si con la RFA se puede deber a que las emisiones de isopreno dependen también de otras variables como por ejemplo concentraciones atmosféricas de ozono y  $\text{CO}_2$ , humedad y nutrientes del suelo.

## 5.2 Cálculo de los factores de emisión normalizados

### 5.2.1 Terpenos

Los FE fueron calculados ajustando los niveles de temperatura y RFA a condiciones estándar, con el objetivo de hacerlos comparables.

Las Figuras 16, 17 y 18 muestran los FE promedio horario normalizados de los terpenos emitidos a distintas horas del día en los cinco días estudiados y sus respectivas desviaciones estándar poblacional para ciruelo verde, ciruelo rojo y falso acacio, respectivamente.

Los FE normalizados muestran que las emisiones de ciruelo verde y ciruelo rojo son mayores en las primeras horas del día (9:00 y 11:00 h). Para falso acacio se presenta un máximo hacia las 13:00 h, hora en que hay una mayor radiación solar que favorece la actividad fotoquímica de la atmósfera y la consecuente formación de ozono.

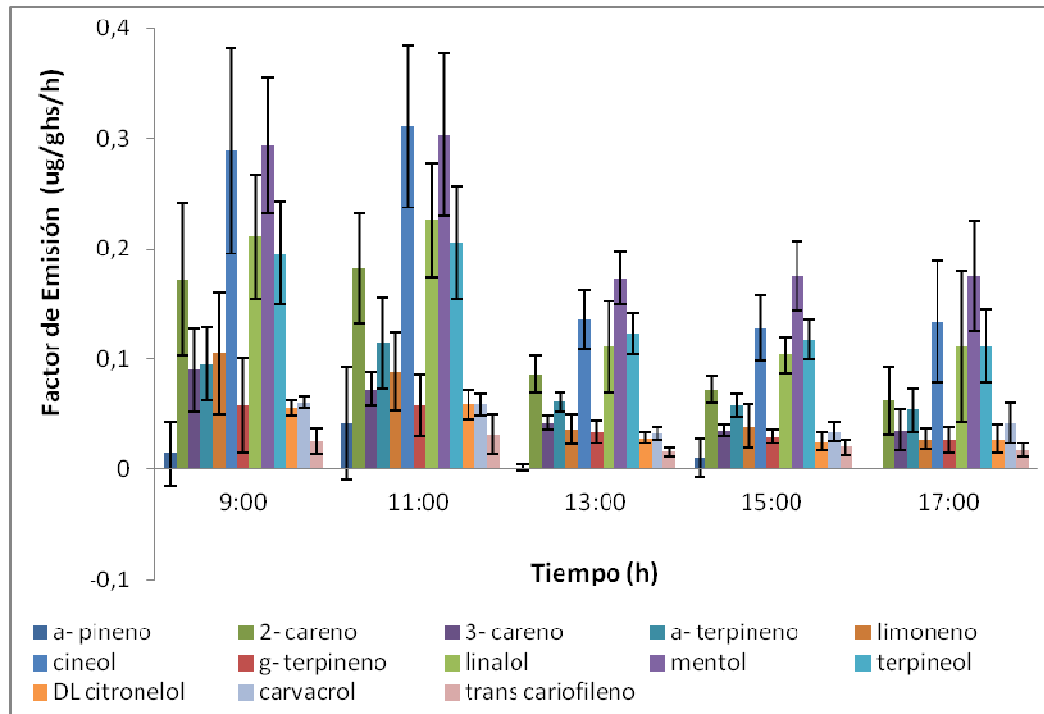


Figura 16. Factores de emisión normalizados promedio a distintas horas del día (n=5) de terpenos en ciruelo verde

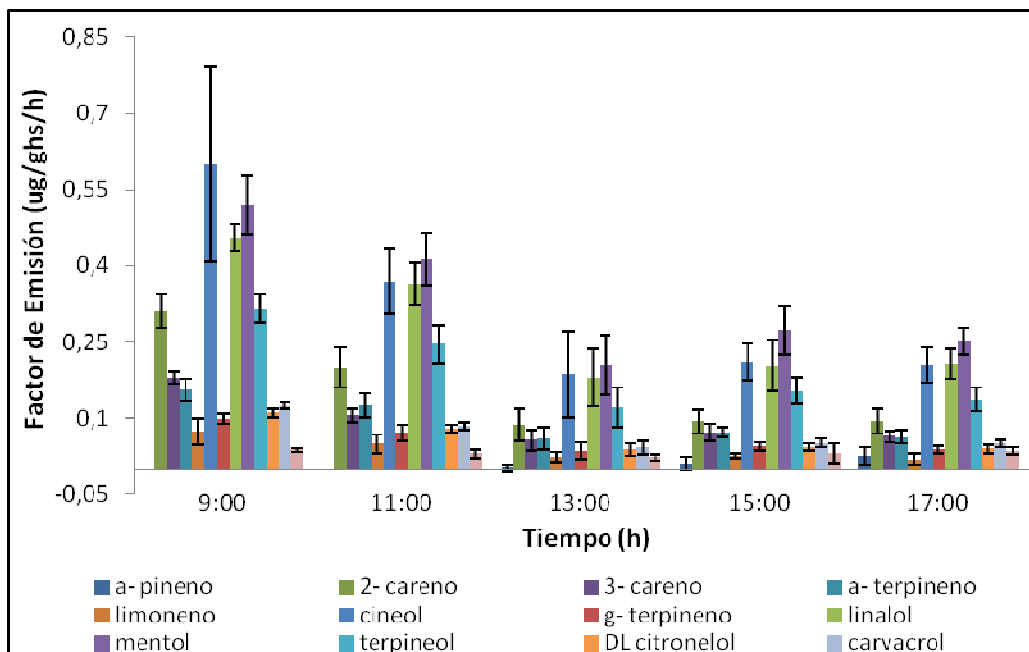


Figura 17. Factores de emisión normalizados promedio a distintas horas del día (n=5) de terpenos en ciruelo rojo

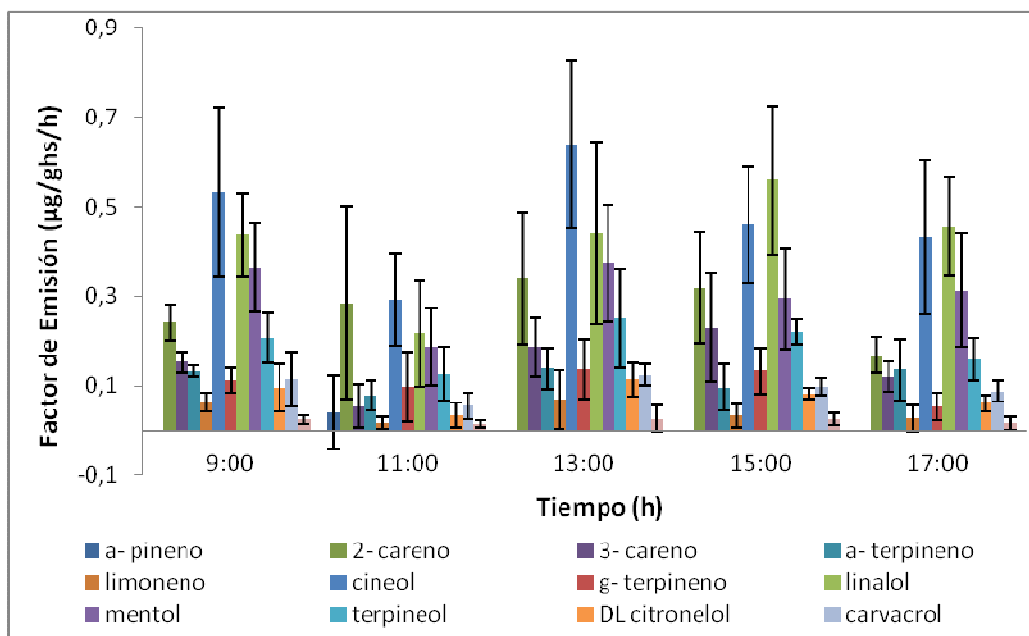


Figura 18. Factores de emisión normalizados promedio a distintas horas del día (n=5) de terpenos en falso acacio

Las desviaciones estándar poblacionales de los FE promedio de terpenos del ciruelo verde y el falso acacio son más acentuadas que las del ciruelo rojo, lo cual podría estar relacionado con que las variaciones de temperatura y RFA entre los cinco días de muestreo del ciruelo rojo, fueron pequeñas en comparación con los días de muestreo de ciruelo verde y falso acacio (Anexo II).

La Figura 19 muestra una comparación de los valores de FE promedio de terpenos totales de ciruelo verde, ciruelo rojo y falso acacio junto con la abundancia relativa de las especies en el arbolado urbano de Santiago.

Los resultados muestran que las mayores emisiones corresponderían a falso acacio con un valor de FE de  $2,28 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$  y un mayor porcentaje de abundancia en el arbolado urbano de Santiago (11,4% del total de especies presentes), lo que podría conducir a una mayor formación de ozono.

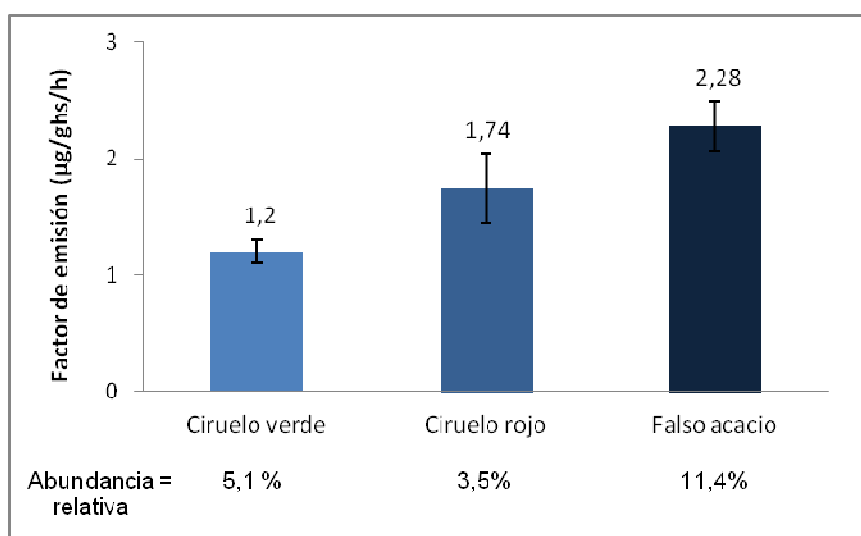


Figura 19. Factores de emisión de terpenos totales de las especies estudiadas y su abundancia relativa en el arbolado urbano de Santiago

En el Cuadro 7 se comparan los FE de literatura y los obtenidos en este trabajo para los valores máximos y mínimos determinados experimentalmente para cada terpeno en diferentes especies arbóreas de Santiago: peumo, pimienta, espino, maitén, abedul, olivo, aramo, ciruelo verde, ciruelo rojo y falso acacio.



Cuadro 7. Factores de emisión de terpenos para peumo, pimiento, espino, maitén, abedul, olivo, aroma, ciruelo verde, ciruelo rojo y falso acacio, expresados en  $\mu\text{g h}^{-1} \text{h}^{-1}$ .

	Peumo*	Pimiento*	Espino*	Maitén*	Abedul*	Olivo*	Aromo*	**Ciruelo verde	**Ciruelo rojo	**Falso acacio
$\alpha$ -pineno	0,029-0,013	0,002-0	-	-	0,156-0,074	0,022-0,012	0,026-0,022	0,042-0	0,025-0	0,040-0
$\beta$ - mirceno	0,004-0	0,003-0,001	0,003-0,001	-	-	-	-	-	-	-
(-) camfeno	-	0,011-0,004	-	-	11,10-4,540	1,180-0,684	0,661-0,478	0,002-0	0,002-0	-
2- careno	-	0,001-0	0,010-0	-	0,147-0,074	0,042-0,025	0,113-0,054	0,182-0,062	0,311-0,087	0,339-0,168
3- careno	-	-	-	0,002-0,001	0,027-0,007	0,017-0,006	0,161-0,016	0,090-0,035	0,181-0,056	0,229-0,054
$\alpha$ -terpineno	-	-	-	-	-	-	-	0,115-0,054	0,155-0,059	0,139-0,078
limoneno	0,017-0,009	0,020-0,009	0,002-0,001	0,002-0	0,271-0,132	0,069-0,026	0,057-0,030	0,105-0,028	0,074-0,019	0,069-0,017
cineol	0,079-0,049	0,013-0,007	0,003-0,002	0,019-0,009	11,70-4,491	2,072-1,201	1,801-0,914	0,311-0,128	0,600-0,187	0,639-0,292
$\gamma$ -terpineno	0,0010-0	-	-	-	1,750-0,520	1,321-0,547	0,904-0,360	0,058-0,027	0,099-0,036	0,137-0,053
linalol	0,033-0,018	0,015-0,004	0,002-0,001	0,008-0,004	2,960-1,232	0,021-0,013	0,043-0,025	0,226-0,104	0,455-0,181	0,559-0,216
mentol	-	-	-	-	-	-	-	0,303-0,175	0,520-0,205	0,373-0,187
terpineol	-	-	-	-	0,813-0,635	0,196-0,134	0,339-0,263	0,206-0,112	0,316-0,121	0,250-0,126
DL citronelol	-	-	-	-	-	-	-	0,058-0,025	0,114-0,038	0,113-0,034
carvacrol	-	-	-	-	0,480-0,344	-	0,473-0	0,060-0,033	0,124-0,042	0,124-0,055
trans-cariofileno	-	-	-	-	-	-	-	0,032-0,015	0,037-0,022	0,027-0,014

(\*) Préndez *et al.* (2008)

(\*\*) Presente estudio

El terpeno mayoritariamente emitido es el cineol. En las emisiones de *Quercus ilex*, medidas en Roma por Kesselmeier *et al.* (1996), este monoterpeno también se presentó como uno de los más abundantes.

Kegge y Pierik (2010) sugieren que el cineol, al igual que el (-)-camfeno, se emite como un aleloquímico, ya que al aplicarlo externamente a *Brassica campestris* inhibe su germinación y crecimiento.

Por otra parte, Pinto *et al.* (2007), al estudiar los efectos del ozono en *Brassica oleracea* ssp encontraron que las concentraciones de cineol aumentaban en atmósferas enriquecidas con ozono, mientras que las concentraciones de  $\beta$ -mirceno disminuían, incluso llegaban a cero. Esto sugiere que las altas emisiones de cineol de las especies exóticas (hasta  $11,7 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{ h}^{-1}$  en el abedul) generarían una espiral ascendente en la producción de ozono en la atmósfera de Santiago. Respecto a la emisión de  $\beta$ -mirceno, observada sólo en las especies nativas estudiadas por Peralta (2009), actuarían casi como sensores de la presencia de ozono atmosférico.

Si bien el cineol mostró las más altas concentraciones, su aporte a la formación de ozono podría ser menor que la de otros COVsB, como por ejemplo el  $\alpha$ -terpineno, que solo se presenta en las emisiones de las especies seleccionadas para este estudio (ciruelo verde, ciruelo rojo y falso acacio). Esto debido a que el cineol muestra una baja reactividad frente a ciertos compuestos presentes en la atmósfera en comparación con el  $\alpha$ -terpineno y otros COVsB (Cuadro 8).

Cuadro 8. Tiempos de vida media de algunos COVsB debido a la reacción con  $\text{O}_3$  y radicales  $\cdot\text{OH}$  y  $\cdot\text{NO}_3$ .

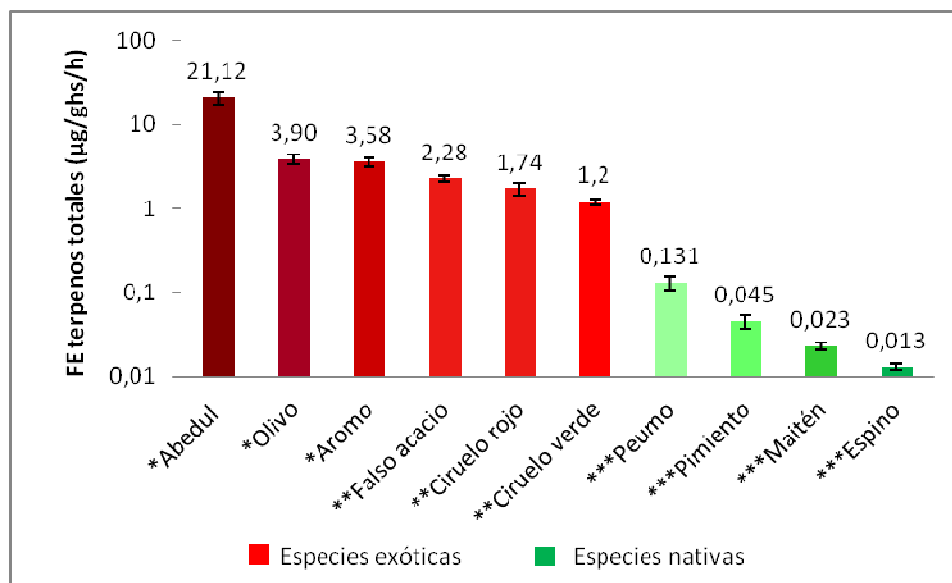
Compuesto	$\cdot\text{OH}^{\text{a}}$ vida media	$\text{O}_3^{\text{b}}$ vida media	$\cdot\text{NO}_3^{\text{c}}$ vida media
cineol	1,4 días	>110 días	16 años
$\alpha$ -terpineno	31 min	3 min	4 min
linalol	1,2 h	52 min	3 min
limoneno	1,1 h	1,9 h	53 min
camfeno	3,5 h	18 días	1,5 días
isopreno	1,7 h	1,3 días	1,7 días

Fuente: <sup>a</sup> Prinn *et al.* (1987); <sup>b</sup> Atkinson *et al.* (1986) y <sup>c</sup> Logan (1985)

Según Derwent (2011)<sup>[1]</sup>, el cineol presenta un potencial formador de ozono de 75, mientras que el de los terpenos emitidos sólo por las especies del presente estudio, esto es,  $\alpha$ -terpineno, DL citronelol y trans cariofileno es de 150.

El trans cariofileno, es un sesquiterpeno con un alto potencial formador de ozono. Según Loreto y Schnitzler (2010) los sesquiterpenos se emiten en bajas cantidades como se observó en este estudio y en general, su biosíntesis puede ser asociada a estrés biótico, siendo importante como mecanismo de defensa indirecta.

La Figura 20 muestra los FE de terpenos totales de las especies exóticas estudiadas en el presente trabajo y por Préndez *et al.* (2008) y las especies nativas estudiadas por Peralta (2009). Los resultados muestran que las especies exóticas presentan mayores valores de FE de terpenos totales que las especies nativas, siendo el abedul la especie con el mayor FE de terpenos, correspondiente a  $1,62 \times 10^3$  veces superior al del espino.



Referencias: (\*) Préndez *et al.* (2008); (\*\*) Presente estudio; (\*\*\*) Peralta (2009)

Figura 20. Factores de emisión normalizados de terpenos totales para especies exóticas y nativas del arbolado urbano de Santiago

<sup>[1]</sup> Comunicación personal

### 5.2.2 Isopreno

La Figura 21 presenta los FE normalizados promedio emitido a distintas horas del día para isopreno en los cinco días estudiados, con sus respectivas desviaciones estándar poblacionales, para ciruelo verde, ciruelo rojo y falso acacio.

Para ciruelo verde y ciruelo rojo, los máximos se presentan en la primera hora del día, alcanzando valores de FE de 13,2 y 35,5  $\mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$ , respectivamente. En las siguientes horas los valores de FE de ambas especies disminuyen hasta unos 0,6  $\mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$  a las 17:00 h.

Falso acacio presentó los mayores FE de isopreno, con valores en el rango de 20,7 a 44,7  $\mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$ . Si bien el máximo se presentó a las 13:00 h, al igual que el máximo de terpenos, hora en que las condiciones de RFA favorecen la formación de ozono, los altos valores de FE permanecen casi constantes a lo largo del día.

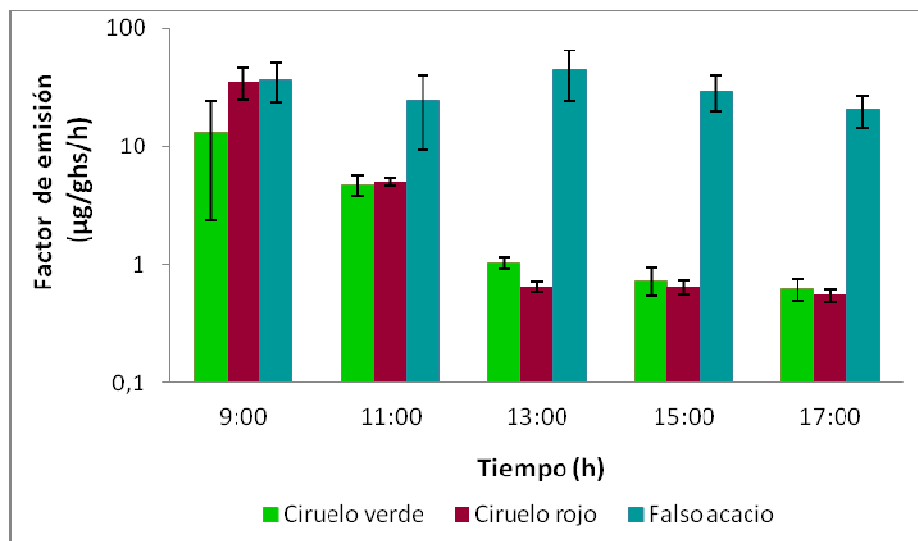
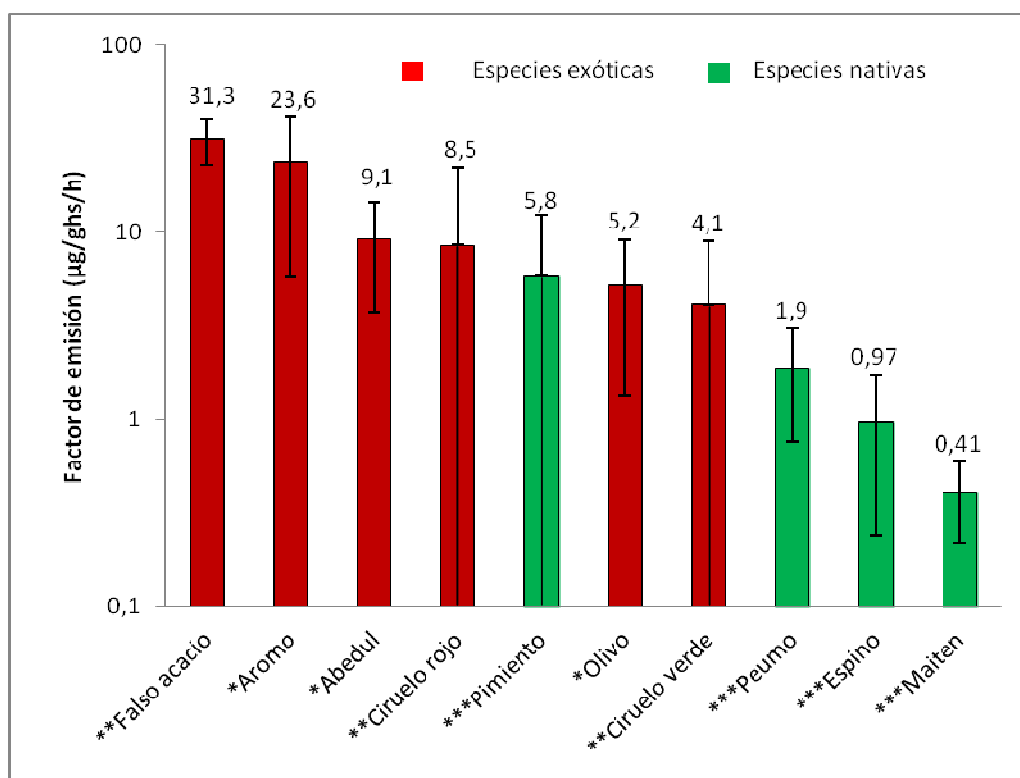


Figura 21. Factores de emisión normalizados promedio horario (n=5) de isopreno en ciruelo verde, ciruelo rojo y falso acacio

La Figura 22 muestra los FE normalizados de isopreno promedio de las especies exóticas seleccionadas para el presente estudio y las estudiadas por Préndez *et al.* (2008) y los FE de isopreno promedio de las especies nativas estudiadas por Peralta (2009).



Referencias: (\*) Préndez *et al.* (2008); (\*\*) Presente estudio; (\*\*\*) Peralta (2009).

Figura 22. Factores de emisión normalizados de isopreno para especies arbóreas exóticas y nativas del arbolado urbano de Santiago

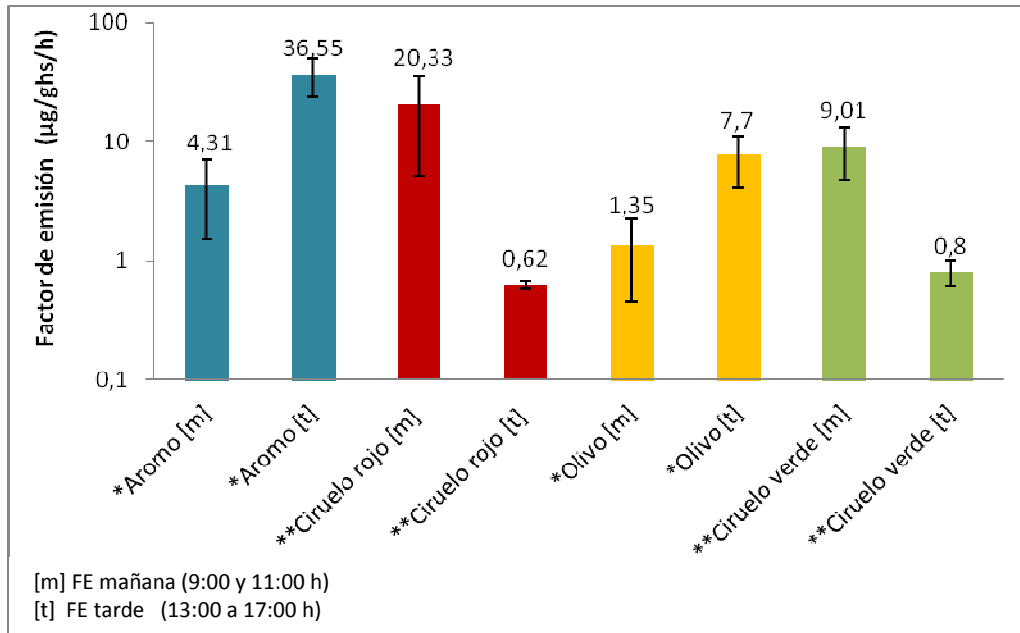
En general, las especies nativas presentaron FE de isopreno menores que las especies exóticas, excepto el pimiento. El maitén es el menor emisor de isopreno y el falso acacio el mayor durante todo el día.

La determinación de los FE de isopreno es de gran importancia, ya que este compuesto representa entre un 57% y un 99% de las emisiones totales de las especies estudiadas, excepto para el abedul dónde el mayor porcentaje de emisión corresponde a los terpenos (70%) y a isopreno un 30%.

El valor de FE de isopreno para el pimiento presenta una gran desviación estándar poblacional debido a que los FE de las 9:00 y 17:00 h (14,1 y 13,3  $\mu\text{g}/\text{ghs}/\text{h}$ , respectivamente) son muy altos comparados con los FE de las 11:00; 13:00 y 15:00 h (0,45; 0,79 y 0,21  $\mu\text{g}/\text{ghs}/\text{h}$ , respectivamente) (Peralta, 2009).

Para ciruelo rojo y ciruelo verde también se observa una gran variabilidad, esto debido a la diferencia entre los FE de las primeras horas y los FE de la tarde (Figura 21), por lo que un valor de FE promedio diario introduciría un sesgo muy grueso en el cálculo del potencial formador de ozono; por ello, se ha considerado un FE correspondiente a las horas de la mañana (9:00 y 11:00 h) y un FE para horas de la tarde (13:00 a 17:00 h) para ciruelo verde y ciruelo rojo (Figura 23).

Los FE de isopreno de olivo y aromo, al igual que el perfil diario de emisiones de isopreno del ciruelo verde y el ciruelo rojo, presentan diferencias marcadas, por ello, a partir de los datos informados por Préndez *et al.* (2008) se cálculo un FE para horas de la mañana (9:00 y 11:00 h) otro para horas de la tarde (13:00 a 17:00 h) (Figura 23).



Referencias: (\*) Préndez *et al.* (2008); (\*\*) Presente estudio.

Figura 23. Factores de emisión normalizados de isopreno para horas de la mañana y horas de la tarde de aromo, ciruelo rojo, olivo y ciruelo verde

Una importante consideración en la formación fotoquímica de ozono es que cada COV, antropogénico y biogénico, presenta diferente reactividad y propensión a la formación de ozono, debido a su diferente comportamiento químico intrínseco (Derwent *et al.*, 2007).

Debido a que cada especie emite una mezcla diferente de COVsB, no basta comparar la magnitud de sus FE, sino que también es necesario evaluar la propensión a formar ozono de cada uno de los compuestos emitidos.

Esta propensión a formar ozono, se conoce como potencial formador de ozono (PFO), el cual depende al menos de tres grupos de factores relevantes: las emisiones, ciertas características físicas y químicas de cada compuesto y ciertas características físicas de la atmósfera (Préndez *et al.*, 2008).

De una forma preliminar se calculó un índice de potencial formador de ozono (IPFO) para cada especie en estudio, considerando los factores de emisión y la reactividad de cada compuesto emitido sobre la base de estudios realizados por Derwent *et al.* (2009) y Derwent (2011)<sup>[1]</sup> en el Reino Unido, ya que no se dispone del programa para adecuarlo a las características físicas de la atmósfera de Santiago.

En el cuadro 9 se comparan los valores de los FE totales y el IPFO de especies exóticas y nativas, junto con el porcentaje de abundancia relativa de cada especie en el arbolado urbano de Santiago. En general, las especies nativas presentaron un IPFO menor que las especies exóticas.

Un punto relevante de esta investigación, es que el falso acacio resultó ser la especie con mayor FE (promedio diario), IPFO y abundancia en el arbolado urbano de Santiago, lo cual indica que puede ser una fuente importante en la generación de ozono troposférico en Santiago.

El aromo, presenta el mayor FE en horas de la tarde y un alto IPFO pudiendo contribuir a la formación de ozono durante estas horas, sin embargo su abundancia relativa en el arbolado urbano es comparativamente baja.

En la mayoría de los casos se mantiene una relación entre FE e IPFO, excepto para el abedul y el aromo.

---

<sup>[1]</sup> Comunicación personal

El abedul, presenta mayor FE que el aroma (promedio diario), pero menor IPFO; esto puede deberse a la diferente composición de sus emisiones. Las emisiones del abedul son en un 70% terpenos y 30% isopreno, mientras que las emisiones del aroma son en un 14% terpenos y un 86% isopreno; también difieren en la composición de terpenos. Los PFO de cada COVsB y los IPFO detallados para cada especie se presentan en el Anexo III.

Cuadro 9. Factores de emisión total, índice del potencial de formación de ozono y abundancia relativa de especies exóticas y nativas del arbolado urbano de Santiago

Especie	FE Total ( $\mu\text{g}/\text{ghs}/\text{h}$ )	IPFO	Abundancia relativa (%)
**Falso acacio	$33,6 \pm 8$ , <sup>[d]</sup>	3734 <sup>[d]</sup>	14,4
**Ciruelo rojo	$10,3 \pm 13,6$ <sup>[d]</sup> $22,0 \pm 15,2$ <sup>[m]</sup> $2,36 \pm 0,3$ <sup>[t]</sup>	1089 <sup>[d]</sup> 2494 <sup>[m]</sup> 152 <sup>[t]</sup>	3,5
**Ciruelo verde	$5,3 \pm 4,8$ <sup>[d]</sup> $10,2 \pm 4,2$ <sup>[m]</sup> $2,0 \pm 0,2$ <sup>[t]</sup>	548 <sup>[d]</sup> 1146 <sup>[m]</sup> 150 <sup>[t]</sup>	5,1
*Abedul	$30,2 \pm 6,6$ <sup>[d]</sup>	2010 <sup>[d]</sup>	SI
*Aromo	$27,2 \pm 17,9$ <sup>[d]</sup> $7,9 \pm 1,9$ <sup>[m]</sup> $40,1 \pm 13,1$ <sup>[t]</sup>	2920 <sup>[d]</sup> 763 <sup>[m]</sup> 4357 <sup>[t]</sup>	1,2
*Olivo	$9,1 \pm 3,9$ <sup>[d]</sup> $5,3 \pm 1,0$ <sup>[m]</sup> $11,6 \pm 3,6$ <sup>[t]</sup>	847 <sup>[d]</sup> 450 <sup>[m]</sup> 1112 <sup>[t]</sup>	0,5
***Pimiento	$5,8 \pm 6,4$ <sup>[d]</sup>	660 <sup>[d]</sup>	1,2
***Peumo	$2,01 \pm 1,1$ <sup>[d]</sup>	222 <sup>[d]</sup>	SI
***Espino	$0,98 \pm 0,7$ <sup>[d]</sup>	111 <sup>[d]</sup>	5,0
***Maitén	$0,43 \pm 0,2$ <sup>[d]</sup>	48 <sup>[d]</sup>	SI

Referencias (valores de FE): (\*) Préndez *et al.* (2008); (\*\*) Presente estudio: (\*\*\*) Peralta (2009)  
<sup>[m]</sup>mañana, <sup>[t]</sup>tarde, <sup>[d]</sup>diario  
 SI= Sin información



Cabe mencionar que el abedul, el aromo y el olivo, además de presentar altos valores de FE de COVsB son alérgenos.

El polen del abedul se ha identificado como el más relevante en el norte de Europa, norte de América, este de Asia, noroeste de África y algunas partes de Australia causando reacciones locales a nivel de la mucosa del tracto aero-digestivo superior (estornudos y angioedema) (Viñas, 2002) y según Hernández *et al.* (2002), el olivo presenta uno de los pólenes alérgenos más característicos de Europa siendo un importante inductor de enfermedades alérgicas en toda la cuenca del mediterráneo, responsable de hasta un 65% de sensibilizaciones.

### **5.3 Factores de emisión comparados**

#### *5.3.1 Prunus cerasifera y Prunus cerasifera var. nigra pisardii*

El Cuadro 10 muestra los FE de terpenos e isopreno (promedio diario, mañana y tarde) calculados experimentalmente en este estudio, los FE incorporados en el inventario de emisiones (CONAMA, 1997) y algunos FE informados en la literatura para *Prunus*.

No fue posible realizar un análisis estadístico de significancia ya que tanto la información entregada por CENMA para los FE incorporados en el inventario de emisiones, como en los valores informados tomados de los artículos científicos, carecen de la información necesaria respecto de: el número de muestras consideradas y la variabilidad para los datos de FE.

Debido a que en el inventario de emisiones de CONAMA (1997) los FE incluidos, están expresados en unidades de microgramos de carbono de compuesto por gramo de hoja seca por hora ( $\mu\text{g (C) ghs}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ) y algunos valores de FE de la literatura están expresados en unidades de microgramos de compuesto por gramo de hoja seca por hora ( $\mu\text{g ghs}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ) los valores de los FE experimentales que se presentan en el cuadro 10 se expresan en ambas unidades (conversión en el Anexo IV).

Según estos resultados, el FE de terpenos para *Prunus* incorporado en el inventario de emisiones de CONAMA (1997) es superior a los FE calculados

experimentalmente para ciruelo verde y ciruelo rojo en una razón de 42 y 30, respectivamente. El valor de los FE de terpenos calculados en este estudio también difiere de los informados en la literatura.

El FE de isopreno para *Prunus* incorporado en el inventario de emisiones de CONAMA (1997) es 11,8 y 5,7 veces mayor que los FE promedio diario calculados experimentalmente para ciruelo verde y ciruelo rojo, respectivamente, incluso al compararlos con los FE experimentales correspondientes a horas de la mañana, donde alcanzan valores máximos, siguen siendo superiores en razones de 2,4 y 5,3 para ciruelo verde y ciruelo rojo, respectivamente.

A diferencia del resto de los estudios, Benjamin *et al.* (1996) determinó a través del método taxonómico que *Prunus cerasifera* no emite isopreno en las condiciones ambientales de California, lo cual demuestra la dependencia de los FE con las condiciones ambientales locales (presencia de patógenos, concentraciones atmosféricas de contaminantes, humedad, radiación, temperatura, niveles de CO<sub>2</sub>, entre otras).

Cuadro 10. Factores de emisión de terpenos totales y de isopreno determinados para *Prunus* por distintos métodos y expresados en  $\mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$  y  $\mu\text{g (C) ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$

Especie	FE terpenos		FE isopreno		Método - Lugar
	$\mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$	$\mu\text{g C ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$	$\mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$	$\mu\text{g C ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$	
<sup>[1]</sup> <i>Prunus cerasifera</i>	1,20 ± 0,1	0,97 ± 0,1	4,09 ± 4,8	3,60 ± 4,2	Experimental - Santiago
<sup>[1]</sup> <i>Prunus cerasifera</i> var. <i>Nigra pisardii</i>	1,74 ± 0,3	1,40 ± 0,2	8,51 ± 13,6	7,50 ± 12,0	Experimental - Santiago
<sup>[2]</sup> <i>Prunus</i> (guindo)	SI	42,5	SI	42,5	Taxonómico - Santiago
<sup>[3]</sup> <i>Prunus domestica</i>	0,86	SI	SI	SI	Experimental - California, USA
<sup>[4]</sup> <i>Prunus cerasifera</i>	0,1	SI	0	SI	Taxonómico - California, USA

Referencias: <sup>[1]</sup> Presente estudio; <sup>[2]</sup> CONAMA, 1997; <sup>[3]</sup> Winer *et al.*, 1992; <sup>[4]</sup> Benjamin *et al.*, 1996.

SI= sin información

### 5.3.2 *Robinia pseudoacacia*

El Cuadro 11 muestra los valores de FE de terpenos e isopreno para *Robinia pseudoacacia* calculados en este estudio, los FE incorporados en el inventario de emisiones de CONAMA (1997) y algunos FE informados en la literatura.

El FE de terpenos incorporado en el inventario de emisiones de CONAMA (1997) es superior en una razón de 46 al FE calculado experimentalmente en este estudio. El FE de terpenos informado por Benjamin *et al.* (1996) calculado por método taxonómico para California no presenta diferencia significativa con el valor calculado en el presente trabajo, mientras Winer *et al.* (1983) informaron que las emisiones de terpenos de falso acacio se encontraban bajo el límite de detección de la técnica utilizada en su estudio ( $< 0,1 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ).

Cuadro 11. Factores de emisión de terpenos totales y de isopreno determinados para *Robinia pseudoacacia* por distintos métodos y expresados en  $\mu\text{g ghs}^{-1} \text{ h}^{-1}$  y  $\mu\text{g (C) ghs}^{-1} \text{ h}^{-1}$

Fuente	FE terpenos		FE isopreno		Método - Lugar
	$\mu\text{g ghs}^{-1} \text{ h}^{-1}$	$\mu\text{g C ghs}^{-1} \text{ h}^{-1}$	$\mu\text{g ghs}^{-1} \text{ h}^{-1}$	$\mu\text{g C ghs}^{-1} \text{ h}^{-1}$	
[1]	2,28 ± 0,21	1,84 ± 0,2	31,3 ± 8,64	27,6 ± 7,6	Experimental - Santiago
[2]	SI	85	SI	5950	Taxonómico - Santiago
[3]	BLD	SI	11	SI	Experimental - California, USA
[4]	2,3	SI	11,8	SI	Taxonómico - California, USA

Referencias: <sup>[1]</sup> Presente estudio; <sup>[2]</sup> CONAMA, 1997; <sup>[3]</sup> Winer *et al.*, 1992; <sup>[4]</sup> Benjamin *et al.*, 1996.

SI= sin información; BLD= bajo límite de detección (Límite de Detección =  $0,1 \mu\text{g/ghs/h}$ )

El valor del FE de isopreno incorporado en el inventario de emisiones del año 1997 para falso acacio es 216 veces superior al FE de isopreno calculado experimentalmente para falso acacio; los FE informados en la literatura, tanto calculados experimentalmente como a través del método taxonómico para California son inferiores al obtenido en este estudio en un factor cercano a 2.

Si bien no fue posible calcular la existencia o no de diferencias significativas entre los FE experimentales y los FE incorporados en inventario de emisiones de CONAMA (1997), los resultados expuestos en los puntos 5.3.1 y 5.3.2 mostraron que todos los FE incorporados en el inventario para las especies estudiadas son entre 5,7 y 216 veces mayores a valores de FE calculados experimentalmente, lo cual puede introducir un sesgo importante en el cálculos de las emisiones biogénicas.

### 5.3.3 Otras especies exóticas y nativas del arbolado urbano de Santiago

El cuadro 12 muestra los valores de FE de terpenos e isopreno para abedul, aromo, olivo, espino, peumo y maitén calculados en unidades de  $\mu\text{g (C) ghs}^{-1} \text{ h}^{-1}$  a partir de los datos determinados experimentalmente por Préndez *et al.* (2008) y Peralta (2009) en Santiago y los FE incorporados en el inventario de CONAMA (1997) asignados mediante método taxonómico. Además, muestra la razón entre los FE incorporados en el inventario de emisiones (FEi) y los FE obtenidos experimentalmente (FEe).

Al igual que para ciruelo verde, ciruelo rojo y falso acacio, todos los valores de FE del inventario son superiores a los calculados experimentalmente por Préndez *et al.* (2008) y Peralta (2009). En el caso de las especies nativas estudiadas por Peralta (2009) la diferencia entre los valores de FE es aún más considerable. La mayor diferencia se observa para el FE de terpenos incorporado en el inventario de emisiones del espino, el cual es  $3,9 \times 10^5$  veces superior al valor calculado experimentalmente.

Cuadro 12. Factores de emisión experimentales e incorporados en el inventario de emisiones, de terpenos e isopreno, determinados para abedul, aromo, olivo, espino, peumo, maitén y pimienta, expresados en  $\mu\text{g (C) ghs}^{-1} \text{ h}^{-1}$ .

Especie	FE terpenos	FEi/FEe terpenos	FE isopreno	FEi/FEe isopreno
Abedul	$14,61 \pm 3,1^{[1]}$	5,8	$8,01 \pm 4,70^{[1]}$	5,3
	85 <sup>[2]</sup>		42,5 <sup>[2]</sup>	
Aromo	$2,68 \pm 0,3^{[1]}$	888	$20,87 \pm 15,80^{[1]}$	3,8
	2380 <sup>[2]</sup>		79,3 <sup>[2]</sup>	
Olivo	$2,92 \pm 0,4^{[1]}$	14,6	$4,55 \pm 3,41^{[1]}$	9,3
	42,5 <sup>[2]</sup>		42,5 <sup>[2]</sup>	
Espino	$0,006 \pm 0,001^{[3]}$	$3,9 \times 10^5$	$0,86 \pm 0,65^{[3]}$	92,2
	2380 <sup>[2]</sup>		79,3 <sup>[2]</sup>	
Peumo	$0,085 \pm 0,025^{[3]}$	$3 \times 10^3$	$1,66 \pm 1,01^{[3]}$	25,6
	255 <sup>[2]</sup>		42,5 <sup>[2]</sup>	
Maitén	$0,016 \pm 0,002^{[3]}$	$2,1 \times 10^4$	$0,36 \pm 0,17$	$7,5 \times 10^3$
	349		2700 <sup>[2]</sup>	
Pimiento	$0,035 \pm 0,007^{[3]}$	$1,2 \times 10^3$	$5,09 \pm 5,72^{[3]}$	8,3
	42,5 <sup>[2]</sup>		42,5 <sup>[2]</sup>	

Referencias: <sup>[1]</sup> Datos recalculados de Préndez *et al.*, 2008; <sup>[2]</sup> CONAMA, 1997; <sup>[3]</sup> Datos recalculados de Peralta, 2009.

Aromo y espino pertenecen a un mismo género (*Acacia*) y ciruelo verde y ciruelo rojo pertenecen a una misma especie (*Prunus cerasifera*) de variedad diferente, en ambos casos los valores de FE para terpenos e isopreno mostraron diferencias. Sin embargo sólo en el caso de los FE de terpenos de las especies pertenecientes al género *Acacia* la diferencia es estadísticamente significativa ( $p < 0,05$ ).

Los resultados de este estudio concuerdan con Tani y Kawawat (2008) quienes mostraron las diferencias entre emisiones biogénicas de distintas especies nativas japonesas de *Quercus sp.* Incluso algunas especies resultaron ser emisoras de

isopreno y monoterpenos mientras que otras no, por lo que los autores concluyen que el establecimiento de un inventario COVsB basado en la clasificación taxonómica de género, subfamilia o familia puede dar lugar a errores considerables.

Las asociaciones taxonómicas hechas en el inventario de emisiones de CONAMA (1997) se presentan en el Anexo V.

#### **5.4 Criterios de selección del arbolado urbano para la descontaminación atmosférica**

Diversos estudios científicos han demostrado que una buena estructura arbórea dentro de la ciudad es una herramienta eficiente en la descontaminación atmosférica, ya que es capaz de absorber y retener partículas, gases contaminantes y gases de efecto invernadero (Nowak *et al.*, 1995; Yang *et al.*, 2005; Escobedo y Nowak, 2009). Además, genera varios beneficios adicionales en relación al control de riesgos de inundaciones, a la regulación de temperaturas extremas, al control de ruidos y a una serie de aspectos que mejoran la calidad de vida de los ciudadanos (Dwivedi *et al.*, 2009; Jim *et al.*, 2009).

Desde el punto de vista de los instrumentos de gestión, se puede apreciar que hoy existe una serie de herramientas que podrían permitir la forestación urbana. Entre ellas se encuentran:

- Creación y mantención de áreas verdes a través de la Dirección de Aseo y Ornato de las Municipalidades
- Creación de nuevas áreas verdes en los nuevos proyectos de urbanización (Ordenanza general de Urbanismo y Construcciones)
- Obligaciones adquiridas dentro del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA)
- Planes de descontaminación
- Plan verde de CONAMA
- Actividad privada (ONG's, parques privados, etc.)

Sin embargo, la capacidad del arbolado urbano para mejorar la calidad del aire no depende sólo de la magnitud de la cobertura arbórea, sino también de su composición y distribución, entre otros factores. Según Beckett *et al.*, (1998) las distintas especies arbóreas pueden presentar diversas características beneficiosas que les permiten capturar contaminantes atmosféricos y algunos gases de efecto invernadero (GEI) y por lo tanto, reducir su concentración en el aire.

Entonces, con el fin de optimizar el uso del arbolado urbano como una herramienta de descontaminación atmosférica de Santiago se proponen los siguientes criterios de

selección de especies arbóreas para ser considerados en un futuro programa de reforestación urbana.

i. Emisión de COVsB. Las especies con menores emisiones de COVsB son más aptas para ser utilizadas como herramienta de descontaminación atmosférica, ya que los COVsB afectan significativamente la química atmosférica y el clima, a través de la formación de ozono y aerosoles secundarios (Atkinson, 2000; Kroll *et al.*, 2006), produciendo daños a la salud de la población humana y al medio ambiente.

Según los resultados obtenidos en este estudio, considerando este criterio de selección y que la RM es una zona saturada por ozono, las especies nativas maitén, espino, peumo y pimienta y la especie exótica ciruelo verde se presentan como mejores herramientas de descontaminación atmosférica ya que sus valores de FE de COVsB e IPFO son comparativamente más bajos. Bajo este mismo criterio, las especies falso acacio, aramo, abedul, ciruelo rojo y olivo se presentan como herramientas menos eficientes para el control de la contaminación atmosférica.

ii. Características de las hojas. Las características de las hojas pueden influir en la cantidad de contaminantes depositados en su superficie.

a. Hojas siempre verdes. Las especies de hojas perennes son más eficientes en la remoción de contaminantes atmosféricos debido al mayor tiempo de retención de sus hojas, especialmente en los meses de invierno cuando las concentraciones de material particulado son más elevadas (Beckett *et al.*, 2000a).

Según Hoffman (1998), las especies nativas estudiadas: peumo, pimienta, maitén y espino (parcialmente) presentan esta característica. De las especies exóticas estudiadas sólo el aramo y el olivo son de hoja perenne.

b. Hojas rugosas, velludas y resinosas. La rugosidad, vellosidad y resina de la hoja ayuda en la retención de partículas. Para Beckett *et al.* (2000a), esta es la característica más importante de las hojas en la retención de material particulado, ya que la impactación es el mayor proceso de deposición por el cual la vegetación capta contaminantes cuando hay corrientes de aire turbulentas. En especies de hojas suaves, como por ejemplo el álamo, las



partículas que viajan en una corriente de aire fluyen a través de su superficie sin ser retenidas.

De las especies estudiadas el abedul presenta esta característica (Hoffmann, 1998), sin embargo sus hojas son caducas por lo que no serviría para la retención de material particulado en invierno, meses donde se alcanzan sus máximas concentraciones en Santiago.

iii. Estructura. Árboles con complejas estructuras (alta densidad de ramas y ramillas) son capaces de retener mayor cantidad de material particulado. Beckett *et al.* (2000a) y Freer-Smith *et al.* (2005) estudiaron la retención de material particulado en diversas especies y distintas ubicaciones, encontrando que las coníferas eran las especies más eficientes en la captación de material particulado, probablemente debido a su mayor densidad de ramas y follaje.

De las especies estudiadas destaca el follaje del peumo por ser denso. Mientras que el abedul se caracteriza por tener un follaje tenue (Hoffmann, 1998).

iv. Dimensión y tasa de crecimiento. Los árboles con mayor dimensión y tasa de crecimiento son más eficientes en la captura de CO<sub>2</sub>, el principal GEI. Según Nowak *et al.* (2002), las dimensiones de la especie arbórea determinan la cantidad de CO<sub>2</sub> que esta puede almacenar. Así, los árboles con una alta tasa de crecimiento, generalmente, comienzan a secuestrar CO<sub>2</sub> tempranamente. Además una mayor área de superficie favorece la intercepción y depositación de contaminantes (Beckett *et al.*, 2000b).

En general las especies nativas presentan una tasa de crecimiento lenta comparativamente, sin embargo el peumo, el pimientó y el maitén pueden alcanzar una altura entre los 15 y 20 m. De las especies exóticas estudiadas el abedul se destaca por su rápido crecimiento y puede alcanzar hasta 20-25 m de altura al igual que el falso acacio. Las especies olivo, aroma, espino, ciruelo verde y ciruelo rojo no sobrepasan los 10 m de altura (Hoffmann, 1998).

Yang *et al.* (2005) y Domínguez *et al.* (2009), recomiendan considerar también criterios de sustentabilidad para el ambiente urbano, ya que las especies arbóreas

deben adecuarse a las condiciones ambientales a las que estarán expuestas y cumplir con el propósito o función que se espera. Entre los criterios de sustentabilidad recomendados están:

- Adaptación al clima local, lo que para el caso del arbolado urbano de Santiago implica que se debe seleccionar especies resistentes a la sequía, al calor y al frío.
- Tolerancia a las condiciones del suelo, como por ejemplo alta compactación, baja aireación y bajo contenido de nutrientes.
- Resistencia a plagas y enfermedades, ya que el control químico en las ciudades resulta tóxico para la población.
- Resistencia de la madera sobretodo en la inserción de sus ramas, ya que bajo el arbolado se desarrolla mucha actividad de la ciudad.

En el cuadro 13 se resumen los criterios de selección propuestos con fines de descontaminación atmosférica y la presencia de estas características en cada especie arbórea.

Las especies nativas al ser de hojas perennes, captan  $MP_{10}$  durante los meses de invierno que es cuando más se requiere, debido a los efectos adversos que produce este contaminante sobre la salud de la población de la RM. En los meses de verano tienen una menor influencia en la formación de ozono troposférico, el principal contaminante atmosférico de la RM de la época estival. Así, las especies nativas cumplen con los dos criterios más importantes para ser seleccionadas como herramientas eficientes en la descontaminación atmosférica en la Región Metropolitana, tanto en época de invierno como de verano: i) hojas perennes y ii) bajo FE de emisión de COVsB e IPFO.

Además, las especies nativas, cumplen con otros de los criterios anteriormente descritos (gran tamaño, adaptación al clima local, tolerancia a las condiciones del suelo y resistencia a plagas y enfermedades). Es por ello, que los futuros planes de reforestación urbana debiesen incluir al menos un 50% de especies nativas, para contrarrestar la situación actual del arbolado urbano de Santiago, en la que predominan las especies de origen exótico y de hojas caducas (~90%).

Cuadro 13. Criterios de selección con fines de descontaminación atmosférica propuestos para el arbolado urbano y su presencia en las especies arbóreas estudiadas en la Región Metropolitana.

Criterios de selección	Peumo	Pimiento	Espino	Maitén	Abedul	Olivo	Aromo	Ciruelo verde	Ciruelo rojo	Falso acacio
Bajas emisiones de COVBs	✓	✓	✓	✓				✓		
Bajo IPFO	✓	✓	✓	✓				✓		
Hojas siempre verdes	✓	✓	✓ <sup>[P]</sup>	✓		✓	✓			
Hojas rugosas, velludas y/o resinosas					✓					
Alta densidad de follaje	✓									
Mayor tamaño	✓	✓		✓	✓					✓
Alta tasa de crecimiento					✓					✓

<sup>[P]</sup> = parcialmente

## 6. CONCLUSIONES

Las mayores emisiones de COVsB de las especies exóticas estudiadas implican un mayor potencial formador de ozono con lo que sus aptitudes como herramienta de descontaminación son menos favorables que las de algunas especies nativas. En particular el falso acacio podría ser una fuente importante en la generación de ozono troposférico en Santiago debido a su alto factor de emisión, alto índice potencial formador de ozono y mayor abundancia relativa en el arbolado urbano de la ciudad. De igual modo debiera considerarse que su importancia como fuente de un contaminante secundario se puede extender a un área más amplia que la Región Metropolitana, la cual presenta ciertas similitudes con otras regiones del Chile central.

Las especies nativas además de presentar menores factores de emisión e índice potencial formador de ozono son de hoja perenne lo que las hace más eficientes en la remoción de contaminantes atmosféricos tales como material particulado, CO, NOx (especialmente en invierno), SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> y el gas de efecto invernadero CO<sub>2</sub>.

En consecuencia, el actual arbolado urbano de Santiago, compuesto mayoritariamente por especies exóticas y de hoja caduca, podría ser optimizado como una herramienta para el control de la contaminación atmosférica por ozono y por material particulado.

Los resultados mostraron que las dependencias entre las emisiones de isopreno y la temperatura y entre la RFA y las emisiones de terpenos no siempre se observan experimentalmente. Esto permite presumir la influencia de otros parámetros sobre las emisiones, tales como concentración de ozono atmosférico, intercambio de CO<sub>2</sub>, presencia de patógenos y/o composición del suelo. Sin embargo, al ser utilizadas en la literatura para derivar los algoritmos de normalización, podrían conducir a un sesgo en el cálculo de los FE experimentales.

No fue posible comprobar la hipótesis de trabajo debido a la falta de información. Sin embargo, los resultados obtenidos permiten concluir que la inclusión de factores de emisión de COVsB obtenidos experimentalmente en los programas computacionales que dan origen al inventario de emisiones biogénicas, es fundamental debido a que:

- (i) las emisiones de COVsB están afectadas por las condiciones ambientales de la Región Metropolitana
- (ii) es necesario conocer la composición de las emisiones de COVsB, para evaluar el potencial de formación de ozono de cada especie arbórea
- (iii) es necesario conocer los FE horarios, ya que la inclusión de un FE promedio diario puede introducir un sesgo muy grueso en el cálculo del potencial formador de ozono en algunos casos
- (iv) se ha demostrado que la clasificación taxonómica no siempre es una buena aproximación, especialmente para las especies nativas

Es claro que un inventario de emisiones biogénicas atmosféricas de la Región Metropolitana, realizado a través de aproximaciones taxonómicas, no provee una estimación fidedigna de la influencia de la vegetación urbana en la formación de ozono troposférico, introduciendo un sesgo importante en los modelos de transporte y dispersión de ozono. Un inventario mejorado con la consideración de los FE de COVsB determinados experimentalmente, sin duda que incrementaría la eficacia y eficiencia de las tácticas y estrategias para el control del ozono troposférico.

Finalmente, se concluye que este trabajo y la continuación de esta línea de investigación permitirán un mejor uso de las herramientas de descontaminación atmosféricas, arbolado urbano e inventario de emisiones, facilitando el trabajo de los gestores ambientales a través de una toma de decisión más informada y con mayor base científica.

## 7. RECOMENDACIONES

Es urgente aumentar la eficiencia y eficacia de las estrategias de descontaminación debido a los serios problemas de contaminación que presenta la Región Metropolitana en verano por ozono y en invierno por material particulado. Por ello y a partir de los resultados obtenidos en este estudio se recomienda:

Desarrollar un programa de determinación experimental de los FE de COVsB de las especies arbóreas restantes del arbolado urbano a nivel regional, en conjunto con Universidades, Centros de Investigación y Ministerio de Medio Ambiente. Con el fin de hacer los resultados comparables se sugiere seguir con el método utilizado en este estudio tomando en cuenta las siguientes consideraciones prácticas:

- i. Muestrear en las especies perennes en las épocas de otoño-invierno y primavera-verano, para obtener una mejor estimación de sus emisiones anuales
- ii. Incorporar el horario de muestreo entre 19:00 a 19:30 h para obtener un perfil diario más completo de las emisiones
- iii. Además de evaluar la temperatura, humedad y radiación fotosintéticamente activa, se sugiere evaluar otros parámetros como por ejemplo intercambio de CO<sub>2</sub>

Incluir los FE experimentales en la base de datos de los programas computacionales utilizados en la realización de los inventarios de emisiones atmosféricas biogénicas de la Región Metropolitana.

Desarrollar estudios sobre los potenciales de formación de ozono de distintos COVs, biogénicos y antropogénicos, en las condiciones atmosféricas de la Región Metropolitana, con el fin de mejorar los modelos de formación de ozono y desarrollar estrategias de control de emisiones de COVs antropogénicos basadas en su reactividad.

Introducir especies nativas en el arbolado urbano de Santiago, ya que con los antecedentes disponibles se sabe que cumplen con la mayoría de los criterios de selección propuestos. Para ello, es necesario analizar previamente su comportamiento en condiciones urbanas, como por ejemplo tasa de crecimiento y labores de mantención.

Evaluar experimentalmente la capacidad de retención de material particulado y absorción de gases contaminantes de las distintas especies arbóreas que componen el arbolado urbano, para ser considerados como criterio de selección en futuros programas de reforestación urbana.

Ampliar esta línea de investigación con la integración de diversos profesionales tales como fotoquímicos, bioquímicos e ingenieros forestales para el desarrollo de los estudios anteriormente recomendados.

## 8. BIBLIOGRAFÍA

AKBARI, H. 2002. Shade trees reduce building energy use and CO<sub>2</sub> emissions from power plants. *Environmental Pollution* 11: S119–S126.

ARAGÓN, P.; ATIENZA, J. y CLIMENT, M.D. 2000. Analysis of Organic Compounds in Air: A Review. *Critical Reviews in Analytical Chemistry* 30 (2 -3): 121-151.

ARNTS, R. 2010. Evaluation of adsorbent sampling tube materials and Tenax-TA for analysis of volatile biogenic organic compounds. *Atmospheric Environment* 44: 1579 – 1584.

ATKINSON, R. 2000. Atmospheric chemistry of VOCs and NO<sub>x</sub>. *Atmospheric Environment* 34: 2063- 2100.

ATKINSON, R.; WINER, A. y PITTS, J. 1986. Estimation of night-time N<sub>2</sub>O<sub>5</sub> concentrations from ambient NO<sub>2</sub> and NO<sub>3</sub> radical concentrations and the role of N<sub>2</sub>O<sub>5</sub> in night-time chemistry. *Atmospheric Environment* 20:331-339.

BADENIER, P. 2004. Evolución de la Calidad del Aire en Santiago 1997 / 2004. [En Línea] [www.conama.cl](http://www.conama.cl) (Consulta: 2 de Junio, 2010)

BECKETT, P.; FREER-SMITH, P. y TAYLOR, G. 2000a. Effective tree species for local air-quality management. *Journal of Arboriculture* 26:12-19.

BECKETT, K.P.; FREER-SMITH, P. y GAIL, T. 2000b. The capture of particulate pollution by trees at five contrasting urban sites. *Arboricultural Journal* 24: 209–230.

BECKETT, K.P.; FREER-SMITH, P. y G. TAYLOR. 1998. Urban woodlands: Their role in reducing the effects of particulate pollution. *Environmental Pollution* 99:347–360.

BENJAMIN, M.T.; SUDOL, M.; BLOCH, L. y WINER, A.M. 1996. Low-emitting urban forests: a taxonomic methodology for assigning isoprene and monoterpene emission rates. *Atmospheric Environment* 30: 1437–1452.

BOISSARD, C.; CAO, X.; JUAN, C.; HEWITT, C. y GALLAGHER, M. 2001. Seasonal Variations in VOC Emission Rates from Gorse (*Ulex europaeus*). *Atmospheric Environment* 35: 917-927.

CAKMAK, S.; DALES, R.E. y BLANCO, V.C. 2007. Air pollution and mortality in Chile: susceptibility among the elderly. *Environmental Health Perspectives* 115: 524–527.

CALOGIROU, A.; LARSEN, B.R.; BRUSSOL, C.; DUANE, M. y KOTZIAS, D. 1996. Decomposition of Terpenes by Ozone during sampling on Tenax. *Analytical Chemistry* 68: 1499-1506.



CARPENTIER, L. y LISS, P. 2000. On temperate sources of bromoform and other reactive organic bromine gases. *Journal Geophysics Research* 105 (20): 539 - 548.

CORSMEIER, U.; KALTHOFF, N.; KOTTMEIER, CH.; VOGEL, B.; HAMMER, M.; VOLZ-THOMAS, A.; KONRAD, S.; GLASER, K.; NEININGER, B.; LEHNING, M.; JAESCHKE, W.; MEMMESHEIMER, M.; RAPPENGLÜCK, B. y JAKOBI, G. 2002. Ozone budget and PAN formation inside and outside of the Berlin plume - process analysis and numerical process simulation. *Journal of Atmospheric Chemistry* 42: 289 - 321.

CHAMEIDES, W.; LINDSAY, R.; RICHARDSON, J. y KIANG, C. 1988. The role of biogenic hydrocarbons in urban photochemical smog: Atlanta as a case study. *Science* 4872 (241): 1475 - 4872.

CONAMA. 1997. "Inventario de Emisiones Atmosféricas de la Región Metropolitana para 1997 y Proyecciones al 2005". Elaborado por CENMA.

CONAMA. 1998. "Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica de la Región Metropolitana". Santiago de Chile.

CONAMA 1999. "Auditoria Internacional del Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica de la Región Metropolitana". Santiago de Chile.

CONAMA. 2000a. "Diagnóstico de la Calidad del Aire y sus Impactos en Salud. Antecedentes para la Actualización del PPDA". Santiago de Chile.

CONAMA. 2000b. Bases para la reformulación del Plan de Descontaminación

D.S.N.º 112/02 del Ministerio Secretaría General de la Presidencia de la República. Norma de Calidad Primaria de Aire para Ozono (2003).

D.S.Nº 131/96 del Ministerio Secretaría General de la Presidencia de la República. Declara zona saturada por ozono, material particulado respirable, partículas en suspensión y monóxido de carbono y zona latente por dióxido de nitrógeno, al área que indica (1997).

DE BORTOLI, M.; KNOPPEL, H.; PECCHIO, E. y SCHAUENBURG, H. 1992. Comparison of Tenax and Carbotrap for VOC sampling in indoor air. *Indoor Air* 2: 216–224.

DERWENT, R.G.; JENKIN, M.E.; PASSANT, N.R. y PILLING, M.J. 2007. Photochemical ozone creation potentials (POCPs) for different emission sources of organic compounds under European conditions estimated with a Master Chemical Mechanism. *Atmospheric Environment* 41: 2570- 2579.

DERWENT, R.G.; JENKIN, M.E.; PASSANT, N.R. y PILLING, M.J. 2009. Reactivity-based strategies for photochemical ozone control in Europe. *Environmental science & policy* 10: 445 – 453.

DERWENT R.G. 2011. Comunicación personal.

DICTUC. 2007. "Actualización del inventario de emisiones de contaminantes atmosféricos en la Región Metropolitana 2005" Escenario 2010.

DITTMAR, C.; ELLING, W.; GÜNTHARDT-GOERG, M.; MAYER, F.; GILGE, S.; WINKLER, P. y FRICKE, W., 2004. Symptome an Esche, Bergahorn und Buche am nördlichen Alpenrand: Ozonbelastung und Schadsymptome im Extremsommer 2003. *Allg. Forst Z. Waldwirtsch Umweltvorsorge* 59 (13): 683-685.

DOMÍNGUEZ, J., JUNGMANN, R., MIRANDA, M., VARGAS, A., IRARRAZABAL, R. Y PEÑA, R. 2009. Forestación urbana, una alternativa real para combatir la contaminación ambiental. En: Irarrázaval, I, Puga, E. y Vicuña, M, (Eds). Camino al Bicentenario, Propuestas Para Chile: concurso políticas públicas/2009. Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago. Pag. 101-124.

DWIVEDI, P.; RATHORE, CH. y DUBEY, Y. 2009. Ecological benefits of urban forestry: The case of Kerwa Forest Area (KFA), Bhopal, India. *Applied Geography* 29: 194–200.

ELSHORBANY, Y.; KLEFFMANN, J.; KURTENBACH, R.; RUBIO, M.; LISSI, E.; VILLENA, G.; GRAMSCH, E.; RICKARD, A.; PILLING, M. y WIESEN, P. 2009. Summertime photochemical ozone formation in Santiago, Chile. *Atmospheric Environment* 43: 6398–6407.

EPA. S/f. Guía de ozono para profesionales de la salud [En Línea] Disponible en: [www.airinfonow.org/html/o3profs.html](http://www.airinfonow.org/html/o3profs.html) (Consulta: Noviembre, 2010).

ESCOBEDO, F.; WAGNER, J.; NOWAK, D.; DE LA MAZA, C.L.; RODRÍGUEZ, M. y CRANE, D. 2008. Analyzing the cost effectiveness of Santiago, Chile's policy of using urban forests to improve air quality. *Journal of Environmental Management* 86: 148–157.

ESCOBEDO, F. y NOWAK, D. 2009. Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest. *Landscape and Urban Planning* 90: 102–110.

FALL, R., 1999. Biogenic emissions of volatile organic compounds from higher plants. In: HEWITT, C.N. (Ed.), *Reactive Hydrocarbons in the Atmosphere*. Academic Press, New York.

FEHSENFELD, F.; CALVERT, J.; FALL, R.; GOLDAN, P.; GUENTHER, A.; HEWITT, C.; LAMB, B.; LIU, S.; TRAINER, M.; WESTBERG, H. y ZIMMERMANN, P. 1992. Emissions of volatile organic compounds from vegetation and the implications for atmospheric chemistry. *Global Biogeochemistry* 6: 389- 430.

FONDEF D00I 1078. 2004. "Desarrollo de un sistema de gestión de vegetación urbana con fines de descontaminación atmosférica y de apoyo a la toma de decisiones de nivel municipal".

FOWLER, D.; PILEGAARD, K.; SUTTON, M.A.; AMBUS, P.; RAIVONEN, M.; DUYZER, J.; SIMPSON, D.; FAGERLI, H.; FUZZI, S.; SCHJOERRING, J.K.; GRANIER, C.; NEFTEL, A.; ISAKSEN, I.; LAJ, P.; MAIONE, M.; MONKS, P.S.; BURKHARDT, J.; DAEMMGEN, U.; NEIRYNCK, J.; PERSONNE, E.; WICHINK-KRUIT, R.; BUTTERBACH-BAHL, K.; FLECHARD, C.; TUOVINEN, J.P.; COYLE, M.; GEROSA, G.; LOUBET, B.; ALTIMIR, N.; GRUENHAGE, L.; AMMANN, C.; CIESLIK, S.; PAOLETTI, E.; MIKKELSEN, T.N.; RO-POULSEN, H.; CELLIER, P.; CAPE, J.N.; HORVA´TH, L.; LORETO, F.; NIINEMETS, Ü.; PALMER, P.I.; RINNE, J.; MISZTAL, P.; NEMITZ, E.; NILSSON, D.; PRYOR, S.; GALLAGHER, M.W.; VESALA, T.; SKIBA, U.; BRÜGGEMANN, N.; ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S.; WILLIAMS, J.; O'DOWD, C.; FACCHINI, M.C.; DE LEEUW, G.; FLOSSMAN, A.; CHAUMERLIAC, N. y ERISMAN, J.W. 2009. Atmospheric composition change: Ecosystems–Atmosphere interactions. *Atmospheric Environment* 43: 5193–5267.

FREER-SMITH, P.H.; BECKETT, K.P. y TAYLOR, G. 2005. Deposition velocities to *Sorbus aria*, *Acer campestre*, *Populus deltoides* x *trichocarpa* 'Beaupré', *Pinus nigra* and x *Cupressocyparis leylandii* for coarse, fine and ultra-fine particles in the urban environment. *Environmental Pollution* 133: 157- 167.

GERON, C.; GUENTHER, A.; SHARKEY, T. y ARNTS, R. 2000. Temporal Variation in Basal Isoprene Emission Factor. *Tree Physiology* 20: 799-805.

GUENTHER, A.; MONSON, R. y FALL, R. 1991. Isoprene and Monoterpene Emission Rate Variability: Observations with Eucalyptus and Emission Rate Algorithm Development. *Journal Geophysical Research* 96 (D6): 10799-10808.

GUENTHER, A.; HEWITT, C.; ERICKSON, D.; FALL, R.; GERON, C.; GRAEDEL, T.; HARLEY, P.; KLINGER, L.; LERDAU, M.; MCKAY, W.; PIERCE, T.; SCHOLLES, B.; STEINBRECHER, R.; TALLAMRAJU, R.; TAYLOR, J. y ZIMMERMAN, P. 1995. A global model of natural volatile organic compound emissions. *Journal of Geophysical Research* 100: 8873–8892.

GUENTHER, A.; GREENBERG, J.; HARLEY, P.; HELMIG, D.; KLINGER, L.; VIERLING, L.; ZIMMERMAN, P. y GERON, C. 1996. Leaf, Branch, Stand and Landscape Measurement of Volatile Organic Compound Fluxes from U.S. Woodlands. *Tree Physiology* 16: 17-24.

GUERRA, J.C.; RODRÍGUEZ, S.; ARANCIBIA, M.T. y CRESPILO, M. 2003. El Ozono Superficial y su papel en el sistema atmosférico. *Información Tecnológica* 14 (2): 3-12.

HAKOLA, H.; RINNE, J. y LAURILA, T. 1998. Hydrocarbon Emission Rates of Tea-Leafed Willow (*Salix phylicifolia*), Silver birch (*Betula pendula*) and European Aspen (*Populus tremula*). *Atmospheric Environment* 32: 1825-1833.

HARLEY, P.; LITVAK, M.E.; SHARKRY, T.D. y MONSON, R.K. 1994. Isoprene emission from velvet bean leaves. *Plant Physiology* 105: 279–285.

HEALTH- CANADA AND ENVIRONMENT-CANADA, 1999. National ambient air quality objectives for ground-level ozone. Federal

HEATH L. y TAYLOR G. 1997. Physiological processes and plant responses to ozone exposure. En: Sandermann H, Wellburn AS, Heath RL (eds). *Ozone and Forest Decline: A Comparison of Controlled Chamber and Field Experiments*. Berlin: Springer-Verlag, 317-368.

HERNÁNDEZ, J.; BENJUMEDA, A.; FERNÁNDEZ, L.; PRIETO, R.; CHAPARRO, A. y DE LA CALLE, A. 2002. Oleáceas. En: Polinosis. Antonio Luis Valero Santiago y Álvaro Cadahía García (Editores). MRA Ediciones, S.L. España, Capítulo 4.1, pp 99- 119.

HOFFMANN, A. 1998. El árbol urbano en Chile. 3<sup>o</sup> Edición. Ediciones Fundación Claudio Gay. 255 páginas.

HOLOPAINEN, J. y GERSHENZON, J. 2010. Multiple stress factors and the emission of plant VOCs. *Trends in Plant Science* 15 (3): 176-184.

JANSON, R. 1993. Monoterpene Emissions from Scot Pine and Norwegian Spruce. *Journal Geophysics Research* 98: 2839-2850.

JANSON, R.; DE SERVES, C. y ROMERO, R. 1999. Emission of Isoprene and Carbonyl Compounds from a Boreal Forest and Wetland in Sweden. *Agric. For. Meteorol.* 98-99: 671-681.

JIM, C. y CHEN, W. 2009. Ecosystem services and valuation of urban forests in China. *Cities* 26: 187–194.

KANOFSKY J. y SIMA P. 1995. Singlet oxygen generation from the reaction of ozone with plant leaves. *Journal of Biological Chemistry* 270: 7850-7852.

KANSAL, A. 2009. Sources and reactivity of NMHCs and VOCs in the atmosphere: A review. *Journal of Hazardous Materials* 166:17–26.

KARL, T.; FALL, R.; ROSENSTIEL, T.N.; PRAZELLER, P.; LARSEN, B.; SEUFERT, G. y LINDINGER, W. 2002. On-line analysis of the <sup>13</sup>CO<sub>2</sub> labeling of leaf isoprene suggests multiple subcellular origins of isoprene precursors. *Planta* 215: 894–905.

KATZ R. 1993. Institucionalidad y marco legal vigente. En: Contaminación atmosférica de Santiago. Estado actual y soluciones. Sandoval, H.; Préndez, M. y Ulriksen Editores. 429 p.

KEGGE, W. y PIERIK, R. 2010. Biogenic volatile organic compounds and plant competition. *Trends in Plant Science* 15 (3): 126-132.

KESSELMEIER, J.; SCHÄFER, L.; CICCIOLOI, P.; BRANCALEONI, E.; CECINATO, A.; FRATTONI, M.; FOSTER, P.; JACOB, V.; DENIS, J.; FUGIT, J.L.; DUTAUR, L. y TORRES, L. 1996. Emission of monoterpenes and isoprene from a Mediterranean oak

species *Quercus ilex* L. measured within the BEMA (Biogenic Emissions in the Mediterranean Area) project. *Atmospheric Environment* 30: 1841-1850.

KREUZWIESER, J.; GRAUS, M.; WISTHALER, A.; HANSEL, A.; RENNENBERG, H. y SCHNITZLER, J.P. 2002. Xylem-transported glucose as additional carbon source for leaf isoprene formation in *Quercus robur*. *New Phytologist* 156:171–178.

KROLL, J.; NG, N.; MURPHY, S.; FLAGAN, R. y SEINFELD, J. 2006. Secondary organic aerosol formation from isoprene photooxidation. *Environmental Science and Technology* 40 (6): 1869–1877.

LAMB, B.; GUENTHER, A.; GAY, D. y WESTBERG, H. 1987. A National Inventory Of Biogenic Hydrocarbon Emissions. *Atmospheric Environment* 20: 1-8.

LANGEBARTELS C.; WOHLGEMUTH H.; KSCHIESCHAN S.; GRÜN S. y SANDERMANN H. 2002. Oxidative burst and cell death in ozone-exposed plants. *Plant Physiology and Biochemistry* 40: 567- 575.

LELIEVELD, J.; BUTLER, T.M.; CROWLEY, J.; DILLON, T.; FISCHER, H.; GANZEVELD, L.; HARDER, H.; LAWRENCE, M.G.; MARTINEZ, M. y TARABORRELLI, D. 2008. Atmospheric oxidation capacity sustained by a tropical forest. *Nature* 452: 737–740.

LOGAN, J. 1985. Tropospheric ozone: seasonal behavior, trends, and anthropogenic influence. *Journal Geophysics Research* 90: 10463-10482.

LORETO, F. y SCHNITZLER, P. 2010. Abiotic stresses and induced BVOCs. *Trends in Plant Science* 15 (3): 154-166.

LORETO, F.; CICCIOLO, P.; CECINATO, A.; BRANCALEONI, E.; FRATTONI, M. 1996. Evidence of the photosynthetic origin of monoterpenes emitted by *Quercus ilex* L. leaves by <sup>13</sup>C labeling. *Plant Physiology* 110:1317–22.

LORETO, F.; BARTA, C.; BRILLI, F. y NOGUES, I. 2006. On the induction of volatile organic compound emissions by plants as consequence of wounding or fluctuations of light and temperature. *Plant, Cell and Environment* 29: 1820–1828.

MACHLER, F.; WASESCHA, M.; KRIEG, F. y OERTLI, J. 1995. Damage by ozone and protection by ascorbic acid in barley leaves. *Journal of Plant Physiology* 147 (3): 469–473.

MAFFEI, M. 2010. Sites of synthesis, biochemistry and functional role of plant volatiles. *South African Journal of Botany* 76 : 612–631.

MATUS, P. y LUCERO, R. 2002. Norma Primaria de Calidad del Aire. *Revista Chilena de Enfermedades Respiratorias* 18 (2): 112-122.

MONTZKA, S.; TRAINER, M.; GOLDAN, P.; KUSTER, W. y FEHSENFELD, F. 1993. Isoprene and its oxidation products, methyl vinyl ketone and methacrolein, in the rural troposphere. *Journal Geophysics Research* 98: 1101–1111.

MORALES, R. 2006. Contaminación Atmosférica Urbana. Episodios críticos de contaminación ambiental en la ciudad de Santiago. Raúl Morales (Editor). Editorial Universitaria. Santiago de Chile. 327 pp.

MOUKHTAR, S.; COURET, C.; ROUIL, L. y SIMON, V. 2006. Biogenic Volatile Organic Compounds (BVOCs) emissions from *Abies alba* in a French forest. *Science of the Total Environment* 354: 232– 245.

NOWAK, D.J. 1995. Trees pollute? A “TREE” explains it all, in: Proc. 7th Natl. Urban For. Conf., (C. Kollin and M. Barratt, eds.), American Forests, Washington, DC, pp. 28-30.

NOWAK, D.; KEVIN, L.; RAO, S.; SISTIA, G.; LULEY, C. y CRANE, D. 2000. A modeling study of the impact of urban trees on ozone. *Atmospheric Environment* 34: 1601–1603.

NOWAK, D.J.; STEVENS, J.C.; SUSAN, M.S. y CHRISTOPHER, J.L. 2002. Effects of urban tree management and species selection on atmospheric carbon dioxide. *Journal of Arboriculture* 28: 113–122.

OMS. 1999. Guidelines for air quality, Geneva.

OMS. 2000. Air quality guidelines for Europe, 2nd ed. Copenhagen, World Health Organization Regional Office for Europe, 2000 (WHO Regional Publications, European Series No. 91).

OMS. 2005. Guías de calidad del aire de la OMS relativas al material particulado, el ozono, el dióxido de nitrógeno y el dióxido de azufre. Actualización Mundial 2005.

OWEN, S.M.; BOISSARD, C. y HEWITT, C.N. 2001. Volatile organic compounds (VOCs) emitted from 40 Mediterranean plant species: VOC speciation and extrapolation to habitat scale. *Atmospheric Environment* 35, 5393–5409.

OWEN, S.; HARLEY, P.; GUENTHER, A. y HEWITT C. 2002. Light dependency of VOC emissions from selected Mediterranean plant species. *Atmospheric Environment* 36: 3147- 3159.

PACÍFICO, F.; HARRISON, S.; JONES, C. y SITCH, S. 2009. Isoprene emissions and climate. *Atmospheric Environment* 43: 6121–6135.

PADHY, P. y VARSHNEY, C. 2005. Isoprene emission from tropical tree species. *Environmental Pollution* 135: 101- 109.

PAOLETTI, E. 2009. Ozone and urban forests in Italy. *Environmental Pollution* 157: 1506–1512.

PAPIEZ, M.; POTOSNAK, M.; GOLIFF, W.; GUENTHER, A.; MATSUNAGA, S. y STOCKWELL, W. 2009. The impacts of reactive terpene emissions from plants on air quality in Las Vegas, Nevada. *Atmospheric Environment* 43: 4109- 4123.

PEÑUELAS, J. y LLUSIÀ, J. 2001. The complexity of factors driving volatile organic compound emissions by plants. *Biology Plants* 44: 481– 487.

PEÑUELAS, J. y STAUDT, M. 2010. BVOCs and global change. *Trends in Plant Science* 15 (3):133-144.

PERALTA, H. 2004. Caracterización química de compuestos orgánicos volátiles emitidos por *Cryptocarya alba* (peumo) y *Schinus molle* (pimiento) y su proyección sobre las reacciones fotoquímicas generadoras de O<sub>3</sub> troposférico. Memoria de Tesis para optar al título de Químico. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas. Universidad de Chile.

PERALTA, H. 2009. Contribución a las estrategias de descontaminación atmosférica, considerando el aporte de Compuestos Orgánicos Volátiles Biogénicos emitidos por especies arbóreas nativas en la Región Metropolitana. Tesis para optar al grado de Magíster en Gestión y Planificación Ambiental. Facultad de Ciencias Forestales y Conservación de la naturaleza. Universidad de Chile.

PÉTRON, G.; HARLEY, P.; GREENBERG, J. y GUENTHER, A. 2001. Seasonal Temperature Variations Influence Isoprene Emission. *Geophysics Research Lett.* 28: 1707-1710.

PICHERSKY, E. y GERSHENZON, J. 2002. The formation and function of plant volatiles: perfumes for pollinator attraction and defense. *Current Opinion in Plant Biology* 5: 237-243.

PINTO, D.; BLANDE, J.; NYKÄNEN, R.; DONG, W.; NERG, M. y HOLOPAINEN, J. 2007. Ozone Degrades Common Herbivore-Induced Plant Volatiles: Does This Affect Herbivore Prey Location by Predators and Parasitoids? *Journal of Chemical Ecology* 33:683- 694.

PRINN, R.; CUNNOLD, D.; RASMUSSEN, R.; SIMMONDS, P.; ALYEA, F.; CRAWFORD, A.; FRASER, P y ROSEN, R. 1987. Atmospheric trends in methylchloroform and the global average for the hydroxyl radical. *Science* 238:945-950.

PRÉNDEZ, M.; PERALTA, H. y ALARCÓN, F. 2008. Emisiones biogénicas, otro criterio de selección del arbolado urbano como herramienta en el mejoramiento de la calidad aire. 4º Congreso Chileno de Ciencias Forestales. 1-3 de Octubre 2008, Talca. Resumen ampliado 14 páginas.

RAPPENGLÜCK, B.; OYOLA, P.; OLAETA, I. y FABIAN, P. 2000. The evolution of photochemical smog in the Metropolitan Area of Santiago de Chile. *Journal of Applied Meteorology* 39: 275–290.

RAPPENGLÜCK, B.; SCHMITZ, R.; BAUERFEIND, M.; CERECEDA-BALIC, F.; VON BAER, D.; JORQUERA, H; SILVA, Y. y OYOLA P. 2005. An urban photochemistry study in Santiago de Chile. *Atmospheric Environment* 39: 2913–2931.

ROUKOS, J.; RIFFAULT, V.; LOCOGE, N. y PLAISANCE, H. 2009. VOC in an urban and industrial harbor on the French North Sea coast during two contrasted meteorological situations. *Environmental Pollution* 157: 3001- 3009

SABILLÓN, D. y CREMADES, L. 2001. Diurnal And Seasonal Variation of Monoterpene Emission Rates for Two Typical Mediterranean Species (*Pinus Pinea* And *Quercus Ilex*) from Field Measurements-Relationship With Temperature and PAR. *Atmospheric Environment* 35: 4419-4431.

SÁNCHEZ DE LORENZO, J.M. 2007. Árboles ornamentales. Segunda Edición, Mundi-Prensa Libros, 2001 - 144 páginas.

SCHMITZ, R., 2005. Modelling of air pollution dispersion in Santiago de Chile. *Atmospheric Environment* 39: 2035–2047.

SEGUEL, R. 2010. Smog Fotoquímico en la zona central de Chile. Seminario Smog Fotoquímico en Chile y California: Experiencia, Medidas y Recomendaciones. Centro Nacional del Medio Ambiente (Junio, 2010).

SHAO, M.; CZAPIEWSKI, K.V.; HEIDEN, A.C., KOBEL, K.; KOMENDA, M., KOPPMANN, R. y WILDT, J. 2001. Volatile organic compound emissions from Scots Pine: mechanisms and description by algorithms. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 106 (D17), 20483–20491.

SHARKEY, T.; SINGSAAS E.; VANDERVEER, P. y GERON, C. 1996. Field measurements of isoprene emissions from trees in response to temperature and light. *Tree Physiology* 16: 649-654.

SHARKEY, T.; CHEN, X. y YEH, S. 2001. Isoprene increases thermotolerance of fosmidomycin-fed leaves. *Plant Physiology* 125:2001-2006.

SHARKEY, T. y YEH, S. 2001. Isoprene emission from plants. *Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 52: 407–36.

SILLMAN, S. 1999. The relation between ozone, NO<sub>x</sub> and hydrocarbons in urban and polluted rural environments. *Atmospheric Environment* 33: 1821-1845.

SIMON, V.; DUMERGUE, L.; SOLIGNAC, G. y TORRES, L. 2005. Biogenic emissions from *Pinus halepensis*: a typical species of the Mediterranean area. *Atmospheric Research* 74: 37-48.



SOJA G. y SOJA A. 1995. Ozone effects on dry matter partitioning and chlorophyll fluorescence during plant development of wheat. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 1461-1466.

STAUDT, M. y SEUFERT, G. 1995. Light-dependent emission of monoterpenes by holm oak (*Quercus ilex* L.). *Naturwissenschaften* 82 (2): 89–92.

TANI, A. y KAWAWATA, Y. 2008. Isoprene emission from the major native *Quercus* spp. in Japan. *Atmospheric Environment* 42: 4540–4550.

TINGEY, D.; MANNING, M.; GROTHAUS, L. y BURNS, W. 1980. Influence of light and temperature on monoterpene emissions from slash pine. *Plant Physiology* 65: 797- 801.

TSUI, J.K.; GUENTHER, A.; YIP, W.K. Y CHEN, F. 2008. A biogenic volatile organic compound emission inventory for Hong Kong. *Atmospheric Environment* doi.10.1016/j.atmosenv.2008.01.027

VIÑAS, M. 2002. Betuáceas. En: Polinosis. Antonio Luis Valero Santiago y Álvaro Cadahía García (Editores). MRA Ediciones, S.L. España, Capítulo 4.2, pp121- 128.

WINER, A.M.; AREY, J.; ATKINSON, R.; ASCHMANN, S.M.; LONG, W.D.; MORRISON, C.L. y OLSZYK, D.M., 1992. Emission rates of organics from vegetation in Central Valley. *Atmospheric Environment* 26A: 2647–2659.

WINER, A.; FITZ, D.; MILLER, P.; ATKINSON, R.; BROWN, D.; CARTER, W.; DODD, M.; JOHNSON, C.; MYERS, M.; NEISESS, K.; POE, M. y STEPHENS, E. 1983. Investigation of the role of natural hydrocarbons in photochemical smog formation in California. Final report AO-056-32, California Air Resources Board, Statewide Air Pollution Research Center, University of California, Riverside CA.

YANG, J.; McBRIDE, J.; ZHOU, J. y SUN Z. 2005. The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction. *Urban Forestry & Urban Greening* 3: 65–78.

## **ANEXOS**

## ANEXO I

Límite de detección, límite de cuantificación y tiempo de retención de cada especie COVB identificado.

Compuesto	Límite de detección ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Límite de cuantificación ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Tiempo de retención (min)
isopreno	2,09	6,98	1,9
$\alpha$ -pineno	0,19	0,40	5,9
(-) camfeno	0,09	0,31	6,2
2- careno	0,10	0,33	7,5
3- careno	0,12	0,40	7,7
$\alpha$ -terpineno	0,12	0,41	7,9
limoneno	0,15	0,49	8,2
cineol	0,12	0,41	8,4
$\gamma$ -terpineno	0,10	0,33	9,0
linalol	0,36	1,20	10,1
mentol	0,09	0,31	12,0
terpineol	0,08	0,27	12,4
DL citronelol	0,13	0,44	13,4
carvacrol	0,04	0,13	15,2
trans- cariofileno	0,11	0,37	17,8

## ANEXO II

Cuadro a. Promedio horario (n=5) de radiación fotosintéticamente activa y temperatura, desviación estándar y coeficiente de variación en el muestreo de ciruelo verde

Horario	RFA	DESVEST	CV (%)	T°	DESVEST	CV (%)
9:00	238,65	91,64	38,4	25,59	1,94	7,58
11:00	251,36	114,53	45,56	26,11	0,44	1,67
13:00	1473,12	375,79	25,51	35,58	3,05	8,57
15:00	1231,23	414,84	33,69	37,61	4,32	11,48
17:00	1066,63	328,48	30,8	39,48	7,46	18,91

Cuadro b. Promedio horario (n=5) de radiación fotosintéticamente activa y temperatura, desviación estándar y coeficiente de en el muestreo de ciruelo rojo

Horario	RFA	DESVEST	CV (%)	T°	DESVEST	CV (%)
9:00	114,93	13,3	11,57	22,88	0,72	3,15
11:00	228,69	34,53	15,1	28,67	0,54	1,88
13:00	1397,07	160,81	11,51	41,98	3,54	8,43
15:00	1801,57	27,9	1,55	44,07	1,66	3,77
17:00	1281,34	260,97	20,36	43,79	1,4	3,2

Cuadro c. Promedio horario (n=5) de radiación fotosintéticamente activa y temperatura, desviación estándar y coeficiente de en el muestreo de falso acacio

Horario	RFA	DESVEST	CV (%)	T°	DESVEST	CV (%)
9:00	990,77	355,2	35,85	30,31	7,87	25,96
11:00	1074,5	253,76	23,62	35,36	3,93	11,13
13:00	273,9	72,56	26,49	27,35	2,36	8,62
15:00	849,34	150,87	17,76	31,39	2,1	6,7
17:00	1024,49	455,33	44,45	34,89	5,34	15,3

### ANEXO III

Cuadro a. Potencial formador de ozono para cada especie COVB

COVB	PFO
Isopreno	114
$\alpha$ -pineno	68
(-) camfeno	7
2-careno	75
3-careno	24
$\alpha$ -terpineno	150
limoneno	71
cineol	75
$\gamma$ -terpineno	150
linalol	100
terpineol	72
DL citonolol	112
carvacrol	26
trans cariofileno	150

Fuente: Derwent (2011)

Los valores de IPFO de obtuvieron a partir de la multiplicación del PFO por el FE de cada compuesto. Para el cálculo del IPFO de terpenos totales se sumaron los valores de IPFO de cada especie de COVB.

Cuadro b. Índice del potencial de formación de ozono de terpenos totales, isopreno y global para cada especie en estudio del arbolado urbano de Santiago

Especie	IPFO terpenos totales	IPFO isopreno	IPFO global
Falso acacio	166,29	3567,94	3734,24
Ciruelo verde	82,73	465,83	548,56
Ciruelo rojo	119,55	969,77	1089,32
Abedul	974,78	1035,97	2010,75
Aromo	224,15	2695,99	2920,15
Olivo	258,8	588,39	847,19
Pimiento	2,83	657,78	660,61
Peumo	8,49	214,32	222,81
Espino	0,68	110,58	111,26
Maitén	1,58	46,74	48,32

#### ANEXO IV

La unidad  $\mu\text{g ghs}^{-1} \text{ h}^{-1}$  se refiere a los  $\mu\text{g}$  de compuesto por gramos de hoja seca por hora, mientras la unidad  $\mu\text{g (C) ghs}^{-1} \text{ h}^{-1}$  hace referencia sólo a los  $\mu\text{g}$  de carbono de compuesto por gramos de hoja seca por hora. A modo de ejemplo, se presenta el cálculo para isopreno:

Peso molecular isopreno =  $68 \text{ g mol}^{-1}$

Nº átomos de carbonos = 5 =  $60 \text{ g mol}^{-1}$

FE isopreno  $31,3 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{ h}^{-1}$

$$\mu\text{g (C) ghs}^{-1} \text{ h}^{-1} = \frac{31,3 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{ h}^{-1} \times 60}{68}$$

68

## ANEXO V

Asociación taxonómica de las especies arbóreas incluidas en el inventario de emisiones de CONAMA, 1997.

Nombre común	Nombre científico	Asociación inventario
Falso acacio	<i>Robinia pseudoacacia</i>	Robinia (black locust)
Ciruelo rojo	<i>Prunus cerasifera ver. nigra pisardii</i>	Prunus (cherry)
Ciruelo verde	<i>Prunus cerasifera</i>	Prunus (cherry)
Olivo	<i>Olea europea</i>	Paulownia
Abedul	<i>Betula pendula</i>	Betula (birch)
Aromo	<i>Acacia dealbata</i>	Acacia
Espino	<i>Acacia caven</i>	Acacia
Peumo	<i>Cryptocaria alba</i>	Persea (redbay)
Maitén	<i>Maytenus boaria</i>	Matorrales (Scrub Woodland)
Pimiento	<i>Schinus molle</i>	Cotinus