



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

Simulación de daño por ozono y dióxido de azufre
en *Fraxinus uhdei* (Wenz.) Lingelsh y *Pinus greggii*
Englem.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

B I Ó L O G A

P R E S E N T A :

BRENDA CHÁVEZ HERNÁNDEZ

DIRECTOR DE TESIS:

M. en C. GERMÁN CALVA VÁSQUEZ

CIUDAD DE MÉXICO, 2022





Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

"Nunquam aliud natura, aliud sapientia dicit."

-Juvenal

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México por permitirme ser parte de la máxima casa de estudios, abrirme las puertas del mundo y brindarme todos los recursos para concluir una carrera técnica y una universitaria

A la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, *mi alma mater*, que me formó profesionalmente como bióloga.

A mi director de tesis el M. en C. Germán Calva Vásquez, gracias por la oportunidad de formar parte de su equipo de investigación, por la paciencia, empatía, por enseñarme el maravilloso mundo de las ciencias ambientales. Pero, sobre todo, por su calidad humana y por no rendirse conmigo.

A mis sinodales: Dra. Alberta Lourdes Vásquez, M. En C. Bárbara Susana Luna Rosales, Dr. Efraín Reyes Ángeles Cervantes, M. En C. Juan Manuel Valderrábano Gómez por sus contribuciones, consejos y apoyo profesional en este trabajo.

A Secretaría de Educación, Ciencia, Tecnología e Innovación de la Ciudad de México por el Proyecto SECITI (SECITI)/103/2017-2021, titulado “Remoción biótica de contaminantes atmosféricos de la Ciudad de México, una aproximación” por los recursos otorgados a esta investigación.

Al Dr. Miguel Angel Bañuelos Saucedo por las asesorías recibidas para la programación del Arduino

Al Parque Nacional Viveros de Coyoacán por la donación de los árboles.

AGRADECIMIENTOS

A mi familia por el apoyo y por creer en mi.

A mis padres, por esforzarse todos los días para darme un mejor futuro, por mi educación, por todas las buenas enseñanzas que me otorgaron y por la vida misma.

A mi hermana por ser mi confidente, por ayudarme con mi tarea de ultimo momento en la primaria y por consolarme cuando las cosas no van bien.

A Bryna por su amistad, los buenos tiempos, los consejos, sin ti mi paso por el laboratorio no hubiera sido lo mismo y agradezco mucho el haber conocido a uno de los mejores seres humanos de este planeta.

A Andrea, no puedo contar mi vida universitaria sin ti, gracias por crecer conmigo, creer en mi, por el cariño, cultivaste en mi el amor por las plantas.

A Joselin, Valeria y Zuceth, gracias por su amistad, por las risas, por los buenos tiempos y por estar en los malos, seres maravillosos que amenizaron la carrera.

“No sólo no hubiéramos sido nada sin ustedes, sino con toda la gente que estuvo a nuestro alrededor desde el comienzo; algunos siguen hasta hoy.

¡Gracias... totales!”.

-Gustavo Cerati

INDICE

RESUMEN	vii
I.- INTRODUCCIÓN	1
II.- MARCO REFERENCIAL	3
2.1 Biología de las especies	3
2.2 Las plantas y el ambiente	6
2.3 Clima y Calidad del aire en la Ciudad de México	9
2.4 Daño por Ozono y Dióxido de azufre	14
2.5 Sorción de contaminantes del aire	16
2.6 Rutas contaminantes.....	20
2.7 Cabinas de experimentación	22
III.- ANTECEDENTES	26
IV.- PROBLEMA	29
V.- JUSTIFICACIÓN	30
VI.- HIPÓTESIS	30
VII.- OBJETIVOS	31
Objetivo general.....	31
Objetivos particulares	31
VIII.- MÉTODO	32
8.1 Fase de campo.....	32
8.2 Fase experimental	34
8.3 Lectura de Clorofila	39
IX.- RESULTADOS Y DISCUSION	42
9.1 Condiciones ambientales de las cabinas de exposición	42
9.2 Aclimatación de <i>Fraxinus uhdei</i> y <i>Pinus greggii</i> en cabinas de exposición.	46
9.3 Exposición a Ozono	50
9.4 Exposición a dióxido de azufre	56
9.5 Clorofila total en hojas dañadas	60
9.6 Daño y la relación de la concentración del O ₃	63

9.7 Daños por estrés ambiental	68
X.- CONCLUSIONES.....	69
XI.- BIBLIOGRAFIA.....	71

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Distribución de <i>Pinus greggii</i> , Naturalista.	3
Figura 2. <i>Pinus greggii</i> , CONAFOR.	4
Figura 3. Distribución de <i>Fraxinus uhdei</i> en Mexico, Naturalista 2020.....	5
Figura 4. Daño por sequia en <i>Pinus</i> sp. de Paco Montero, derecha Daño por organismos en os en hojas de <i>Fraxinus</i> sp. Autor.	6
Figura 5. Modelo que ilustra el transporte de electrones y ciclo de Calvin en la fotosíntesis, Hopkins y Huner 2008.	7
Figura 6. Curva esquemática de la respuesta a la luz de la fotosíntesis a través de la tasa de asimilación a CO ₂ o generación de O ₂	8
Figura 7. Registros Historicos de O ₃ en la CDMX de 2000- 2012.	12
Figura 8. Lesiones en hojas por exposición a O ₃ (a, b, c) y SO ₂ (d, e, f) Skelly, 1987.....	15
Figura 9. Estructura típica de una hoja. CNBA, 2020.	18
Figura 10. Transporte de gas dentro del interior de la hoja, difusión del gas y resistencia.	19
Figura 11. Proceso de desintoxicación en plantas por a) O ₃ y b) SO ₂	21
Figura 12 . Diferentes tipos de cabinas de exposición a y b) cuartos controlados o cabinas de simulación ambiental, c) cabina de exposición, d) cabinas abiertas o semiabiertas.	22
Figura 13. Cabina de fumigación para dióxido de azufre en 1915.....	24
Figura 14. Cabina de fumigación a) Ozono, b) aire filtrado.	25
Figura 15. Plantones de <i>Fraxinus uhdei</i> y <i>Pinus greggii</i> donados por el vivero de Coyoacan.	32
Figura 16. Plantas donadas por el vivero de Coyoacán y su estado sanitario.....	33
Figura 17. Hojas con daño anatomico en Fresno.	34

Figura 18. Cabinas de exposición con registro de condiciones ambientales.	35
Figura 19. Calibración y pruebas de registro de funcionamiento de los sensores ambientales.	36
Figura 20. Generador de Ozono Apel A-2.....	37
Figura 21. Reacción química para generar alumbre de cromo III con equipo para generar como producto al SO ₂	38
Figura 22. Registro de clorofila con el medidor automatico SPAD.	39
Figura 23. Registro de clorofila total por el metodo espectrofotométrico para la conversión a unidades internacionales de concentración.....	40
Figura 24. Temperatura en ambas cabinas sin plantas y sin generador de ozono.	43
Figura 25. Humedad relativa en ambas cabinas sin plantas.....	44
Figura 26. Intensidad luminica en ambas cabinas sin plantas.	44
Figura 27. Concentración de ozono en ambas cabinas cabinas sin plantas.....	45
Figura 28. Registros de temperatura en ambas cabinas para la aclimatación de <i>Pinus greggii</i> y <i>Fraxinus uhde.i</i>	46
Figura 29. Registros de Huemdad relativa en ambas cabinas para la aclimatación de <i>Pinus greggii</i> y <i>Fraxnus uhdei</i>	47
Figura 30. Temperatura y Humedad relativa A) verano y B) invierno en cámaras de exposición simple, Katagiri et al. 2015.	48
Figura 31. Pantalla LCD con lecturas en tiempo real de parámetros ambientales en la exposición a Ozono.	50
Figura 32. Registros de ozono a) y humedad relativa b) en cabinas de exposición.....	52
Figura 33. Registros de temperatura y humedad relativa en la exposición a ozono.	53
Figura 34. Registros de temperatura a) e intensidad lumínica, b) para la exposición a ozono.....	54
Figura 35. Registros de temperatura a) y humedad relativa b) para SO ₂ en cabinas de exposición.	57
Figura 36. Registro de intensidad luminica durante exposicion a dióxido de azufre.....	58

Figura 37. Hojas de Pino y Fresno durante exposicion a SO ₂ , a) al inicio de la exposición, b) 6 horas de exposición, c) 12 horas de la exposición, d) 24 horas de la exposición.	59
Figura 38. Correlación del registro en unidades SPAD y la clorofila total en <i>Pinus greggii</i>	60
Figura 39. Correlación del registro en unidades SPAD y la clorofila total en <i>Fraxinus uhdei</i>	61
Figura 40. Clorofila total por semana en <i>Pinus greggii</i> para cabina sin exposición SE y con exposición a ozono CE.	62
Figura 41. Clorofila total por semana en <i>Fraxinus uhdei</i> para cabina sin exposición SE y con exposición a ozono CE.	62
Figura 42. Diferencia de medias en la concentración de clorofila total para <i>Fraxinus uhdei</i> a) por concentración de ozono, b) por semana a un promedio de 86 ppb de ozono.	63
Figura 43. Diferencia de medias en la concentración de clorofila total para <i>Pinus greggii</i> a) por concentración de ozono, b) por semana a un promedio de 86 ppb de ozono.	64
Figura 44. Daño en arboles de la cabina control durante la exposición a ozono.	68

INDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Síntomas producidos en plantas por contaminantes de la atmosfera.	11
Cuadro 2. Manual RED-II clases.	41
Cuadro 3. Nivel de daño utilizando la escala RED-ii en hojas de <i>Fraxinus uhdei</i> y de <i>Pinus greggii</i>	66

RESUMEN

Las plantas están expuestas a un número de factores bióticos y abióticos estresantes: la temperatura, humedad, intensidad de luz, juegan un papel importante en el efecto a exposiciones de contaminantes atmosféricos, el sinergismo de estos se estudia a través de cámaras de ambiente controlado. En México hay muy pocas referencias del impacto que causa el ozono y dióxido de azufre en las plantas, los límites permisibles registrados en las Normas Oficiales Mexicanas rebasan a los publicados por la OMS para la salud humana y los límites recomendables para los bosques europeos. El objetivo de este estudio fue entender los efectos causados en *Fraxinus udhei* (Wenz.) Lingelsh. y *Pinus greggii* Englem., por exposiciones a ozono y dióxido de azufre en un ambiente semicontrolado, igualando condiciones ambientales similares a las de la Ciudad de México. Creando cabinas de exposición simple usando un microcontrolador Arduino, en las cuales se expusieron a 86 ppb de ozono durante 4 horas diarias por 6 semanas, a *Fraxinus udhei* (Wenz.) Lingelsh. y *Pinus greggii* Englem., posteriormente se expusieron otros plantones de las mismas especies a 320 ppb de dióxido de azufre durante 24 horas. Se registraron daños anatómicos en hojas a la segunda semana de exposición por ozono, muerte de individuos a la quinta semana contribuyendo de manera sinérgica humedad y concentración de ozono y diferencias significativas en el contenido de clorofila comparado con los plantones que se mantuvieron sin exposición. Respecto al azufre fue muerte súbita por el nivel de concentración alcanzado.

I.- INTRODUCCIÓN

Las plantas a lo largo de su ciclo vital están expuestas a un número de factores bióticos y abióticos estresantes., Algunas plantas pueden lesionarse por estrés, lo que significa que exhiben una o más disfunciones metabólicas. Si el estrés es moderado y a corto plazo, la lesión puede ser temporal y la planta puede recuperarse cuando se elimina el estrés (Hopkins & Hüner, 2008). Diversos autores refieren a la contaminación del aire equivalente a un estrés abiótico por reducir las defensas de las plantas y árboles.

Skelly *et al.* (1987) publicó que, de los tipos de contaminantes en la atmósfera, solo tres (ozono, dióxido de azufre y flúor) son importantes por producir daño foliar en los árboles, sin embargo, eso depende del tipo de industria y la tecnología empleada.

Registrar el efecto de la contaminación por gases y material particulado en la vegetación arbórea es un fenómeno complejo para estudiarlo, ya que las variables micro meteorológicas tienen influencia significativa en él. Asimismo, las variables pueden potencializar los efectos químicos del contaminante alterando procesos fisiológicos, fenológicos y del ciclo de vida de la vegetación.

Para estudiar efecto que tienen los contaminantes en la vegetación Hill en 1967 recomienda exponer a las plantas en condiciones controladas o manejables, aplicando herramientas como cámaras experimentales (abiertas, semicerradas y cerradas).

La contaminación del aire se ve excedida por las emisiones de la industria, transporte y agricultura (World Health Organization, 2021). Por su orografía, la Ciudad de México que está a 2240 msnm, rodeada por cuatro sistemas montañosos, más la contribución de emisiones de 5.3 millones de vehículos y 70 mil fábricas de diferentes industrias (Calva

2012; SEDEMA, 2018), la formación del ozono antropogénico y dióxido de azufre no se dispersa fácilmente y con ello suelen exceder los estándares de calidad del aire.

En promedio la concentración en la Ciudad de México para ozono en 2018 (que es el último año de un informe anual de calidad del aire para la Ciudad de México) fue de 30 ppb, mientras que el promedio de las máximas diarias fue de 100 ppb, Comparativamente en 2017, 2016 y 2013 estos valores fueron 31 y 103 ppb, 30 y 76 ppb, 29 y 75 ppb, respectivamente (SEDEMA, 2020). Y para dióxido de azufre fue de 4.3 ppb, las mayores se registraron en las estaciones de monitoreo ubicadas al norte de la zona metropolitana y en el área conurbada del Estado de México, comparativamente en el año 2017, 2016 y 2013 fue 4.7, 5.9 ppb y de 4.6 ppb, respectivamente. Las mayores concentraciones se observaron en las estaciones ubicadas al norte de la zona metropolitana, en el área conurbada del Estado de México (SEDEMA, 2020).

En México hay muy pocas referencias de la naturaleza y el alcance del impacto del ozono y dióxido de azufre del aire en especies arbóreas, determinando las características fisiológicas y bioquímicas de su afectación, y con ello así las perturbaciones anatómicas y fisiológicas en las plantas (Garrec, 2019).

Con la experiencia europea (WHO, 2000) se podrían reducir los costos de mantenimiento de áreas verdes, a través de determinar el daño causado por el O₃ y SO₂ en cultivos y bosques urbanos de la Ciudad de México, evitando el efecto del daño por el contaminante, su declinación paulatina, y los gastos de mantenimiento de las áreas verdes. Asimismo, los servicios ambientales serían de mejor calidad para los habitantes de la ciudad.

Por lo expresado el presente trabajo lleva por objeto caracterizar las condiciones de operación de una cabina experimental para determinar los efectos anatómicos que

producen el ozono y dióxido de azufre en árboles de la ciudad de México, específicamente en *Fraxinus uhdei* (Wenz.) Lingelsh y *Pinus greggii* Englem.

II.- MARCO REFERENCIAL

2.1 Biología de las especies

El género *Pinus* incluye entre 100 y 120 especies (Price *et al.*, 1998; Farjon, 2001) comprendidas en dos subgéneros *Pinus* y *Strobus* (Gernandt *et al.*, 2005). La familia Pinaceae, incluye al *Pinus* que se diferencia de otros géneros por presentar tallos dimórficos, una a ocho hojas o acículas rodeadas por pequeñas escamas en su base. Se distribuye (**Figura 1**), desde cerca de la costa de Baja California hasta los límites arbóreos de los volcanes más altos del Eje Volcánico Transversal en el sur-centro del país, en el Pico de Orizaba, Popocatepetl, Iztaccíhuatl, Nevado de Toluca y el Nevado de Colima (Gernandt y Pérez de la Rosa, 2013).

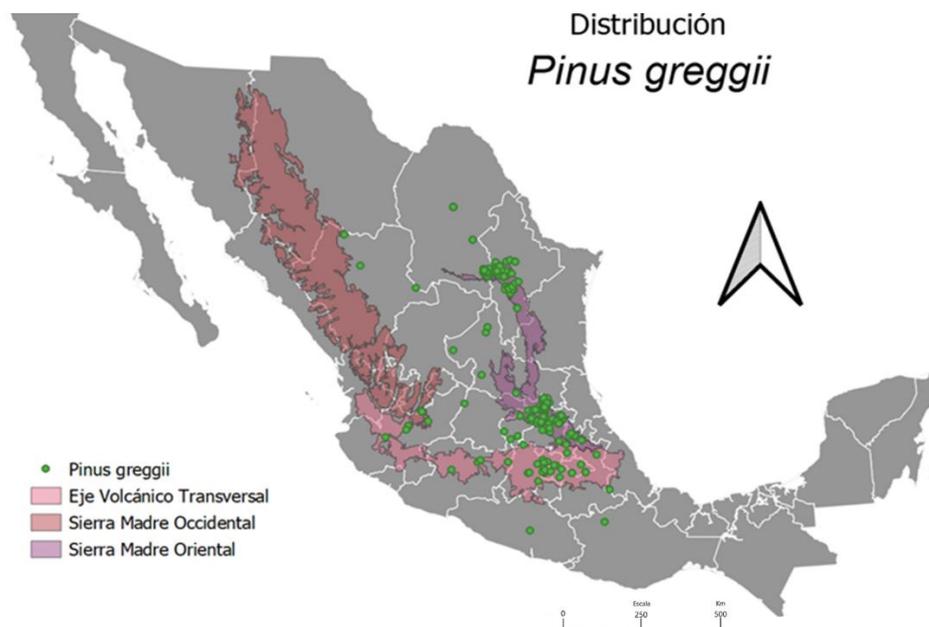


Figura 1. Distribución de *Pinus greggii*, Naturalista.

Pinus greggii Englem. (**Figura 2**) es nativo de la Sierra Madre Oriental de México, especie maderable de importancia económica, se desarrolla en suelos de origen volcánico, ubicados en las mesetas altas y pendientes bajas de las montañas sitios donde se encuentran los mejores ejemplares (Anónimo, 1998 en CONAFOR, 2020). También se desarrollan en sitios secos o áridos, aunque bajo estas condiciones el crecimiento es lento y los árboles son de baja estatura y muy ramificados, resisten heladas y es muy apropiado para parques, jardines por su rápido crecimiento y su buena adaptación a suelos pobres. Se ha utilizado en programas de restauración de suelos degradados en el Valle de México (Eguiluz, 1982).



Figura 2. *Pinus greggii*, CONAFOR.

El Género *Fraxinus* (Oleaceae), árboles de fresno comprenden 43 especies. El género es monofilético (Wallander, 2008) y único en las Oleaceae, por tener hojas de imparipinnato relativamente grandes y sámaras de una sola semilla. La mayoría de las especies son árboles grandes. Se encuentran en diversos hábitats, desde semidesiertos a ambientes subtropicales o templados, y desde altitudes del nivel del mar a subalpinas (Hinsinger *et al.*, 2013).

Fraxinus uhdei (Wenz.) Lingelsh. nativo de México, se distribuye especialmente en el centro de México (**Figura 3**). Requiere de suelos frescos y de origen calcáreos, se desarrolla muy bien en suelos urbanos con textura gruesa y de gran profundidad. Le favorecen los climas templados y es susceptible a heladas en los primeros años de vida. Se considera como indicadora de ozono. Requiere una exposición soleada. No tolera sales, ni resiste la sequía; requiere de riegos frecuentes. Presenta un efecto restaurador en la recuperación de terrenos degradados. Se ha empleado para rehabilitar sitios donde hubo explotación minera (Batis *et al.*, 1999).

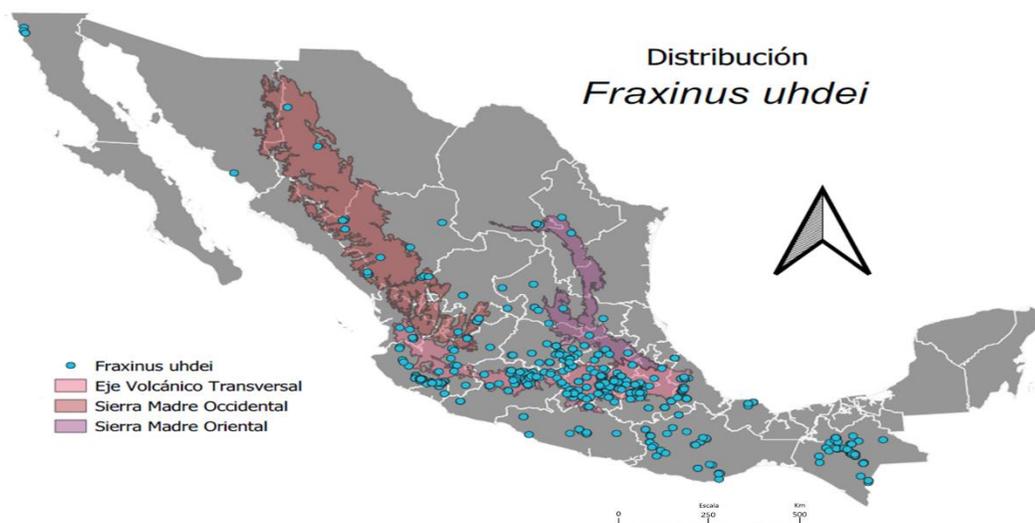


Figura 3. Distribución de *Fraxinus uhdei* en México, Naturalista 2020.

2.2 Las plantas y el ambiente

Si bien las plantas están a la vanguardia en el estrés biótico y abiótico porque son organismos fijos en función del funcionamiento de los ecosistemas terrestres y acuáticos, también se encuentran entre las primeras víctimas de la contaminación del aire (Garrec, 2019). El estrés químico está causado por la salinidad (en su componente iónico o tóxico), por la carencia de elementos minerales y por los contaminantes ambientales, como el SO_2 , NO_x , O_3 , los compuestos cloro-fluoro-carbonados (CFC), y los metales (Tadeo y Gómez-Cadenas, 2008).

Hopkins y Hüner, 2008 reportaron que las plantas a lo largo de su ciclo vital están expuestas a un número de factores bióticos y abióticos estresantes (radiación solar, sequía, contaminantes del aire) como se ilustra en **Figura 4**. Tadeo y Gómez-Cadenas (2008) mencionaron que el estrés biótico es causado por organismos animales (pequeños y grandes), otras plantas, y los denominados agentes patógenos (bacterias, hongos, virus y viroides).



Figura 4. Daño por sequía en *Pinus* sp. de Paco Montero, derecha Daño por organismos en os en hojas de *Fraxinus* sp. Autor.

El estrés abiótico (físico y químico); puede darse por el déficit hídrico, la salinidad (en su componente osmótico), las temperaturas extremas (calor, frío, congelación), la excesiva o insuficiente irradiación, la anaerobiosis producida por encharcamiento o inundación, el estrés mecánico producido por el viento o la excesiva compactación del suelo, y el inducido por heridas o lesiones (Tadeo y Gómez- Cadenas, 2008).

Si el estrés es moderado y a corto plazo, la lesión puede ser temporal y la planta puede recuperarse cuando se elimina. Si el *estrés es grave, puede evitar la floración, la formación de semillas e inducir la senescencia que conduce a muerte de la planta*, la mayoría de los daños por estrés terminaran inhibiendo la fotosíntesis (Hopkins y Hüner, 2008).

La fotoinhibición (PI), es el resultado de una disminución en la eficiencia fotosintética, y de la capacidad fotosintética, que generalmente da una fotoinhibición crónica resultado del daño al Fotosistema II (PSII) (**Figura 5**).

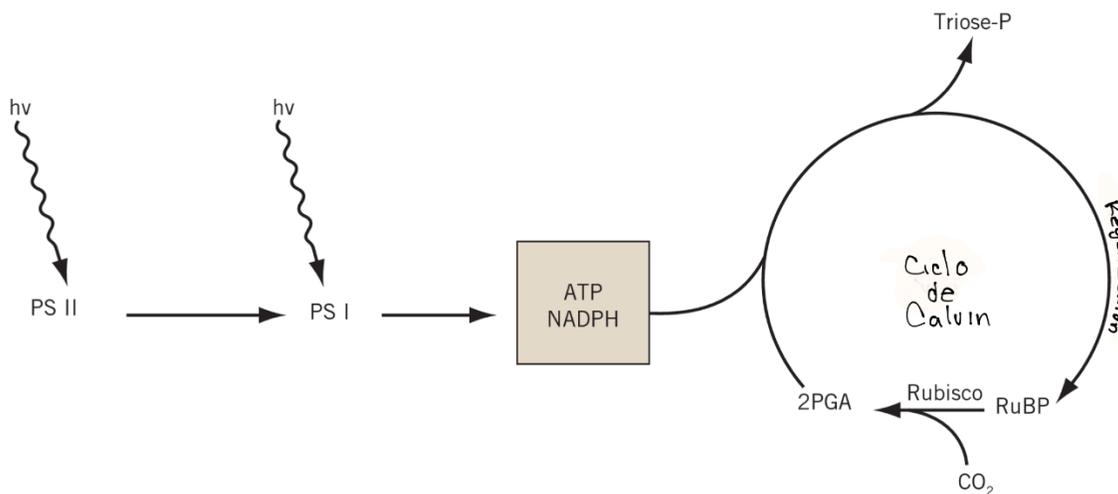


Figura 5. Modelo que ilustra el transporte de electrones y ciclo de Calvin en la fotosíntesis, Hopkins y Hüner 2008.

Esto se da porque la regeneración continua de RuBP (ribulosa-1,5- bisfosfato) es un requisito absoluto para la asimilación continua de CO_2 por parte de Rubisco, este se satisface con la biosíntesis dependiente de la luz de ATP (Adenocin Trifosfato) y NADPH (Nicotin Adenocin Difosfato Reducido) es lo que hace que la asimilación de CO_2 sea dependiente de la luz (**Figura 6**), (Long *et al.* 2004). Bajo condiciones de luz saturada, la tasa de regeneración de RuBP no limita la tasa de asimilación de CO_2 , dado que a la tasa que Rubisco puede consumir RuBP y CO_2 limitando la fotosíntesis (Hopkins y Hüner, 2008).

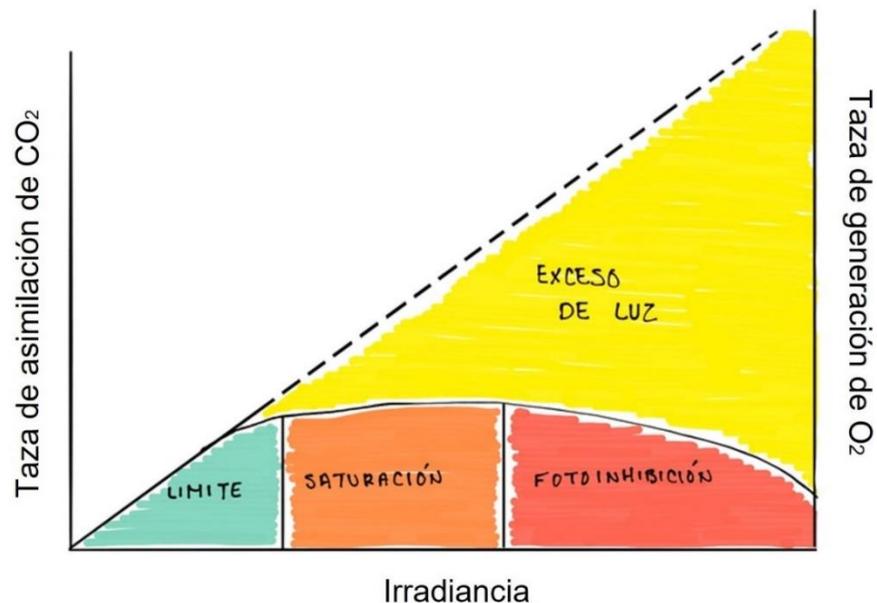


Figura 6. Curva esquemática de la respuesta a la luz de la fotosíntesis a través de la tasa de asimilación a CO_2 o generación de O_2

El ácido abscísico (ABA) participa en el crecimiento y en la respuesta adaptativa a estrés tanto de tipo biótico, como abiótico. Por ello es un poderoso inhibidor de la apertura estomática (cuando se presenta un cierre hidroactivo); los estomas se cierran o se abren, no solo en la disminución o aumento de la luz (**Figura 6**), asimismo, su cierre está relacionado con el control de humedad y la temperatura, ya que el cierre de los estomas normalmente corta el acceso de los cloroplastos al suministro atmosférico de dióxido de carbono (Hopkins y Hüner, 2008).

El ácido abscísico participa activamente en la señalización de varias respuestas al estrés abiótico, en tanto que otras fitohormonas, como el etileno y los ácidos salicílico y jasmónico, están implicados en la transmisión de la señal de infección por patógenos (Chávez *et al.*, 2012).

El estrés por alta temperatura también induce las síntesis de proteínas de choque térmico (HSPs), cuyo rasgo es de ser bajo peso molecular. Con exposiciones a temperaturas que oscilen de 5 °C a 15 °C, con un tiempo de 15 minutos a horas; o por encima de la temperatura de crecimiento normal, generalmente son suficientes para causar la inducción completa de las HSP. Éstas se sintetizan muy rápidamente después de un abrupto aumento de la temperatura. Esta velocidad de aparición sugiere que los HSP podrían tener un papel crítico en la protección de la célula (Hopkins y Hüner, 2008).

Por otro lado, la reacción hipersensible que comúnmente se activa por virus bacterias, hongos y nematodos (factores bióticos) donde se cambia la composición y propiedades físicas de las paredes celulares, así como la activación de genes que codifican enzimas para la biosíntesis de los isoflavonoides y otras fitoalexinas relacionados con la defensa y la síntesis de productos, las proteínas PR (relacionadas patogenia) incluyen inhibidores que desarmen las enzimas proteolíticas secretadas por el patógeno, también las células invadidas inician la muerte celular programada (Hopkins y Hüner, 2008).

2.3 Clima y Calidad del aire en la Ciudad de México

El clima de la cuenca del Valle de México según Koppen (Jauregui-Otos 1995; 2000) es templado (Cw) en la porción centro y sur, y seco (Bs) en la parte norte y oriente. El promedio anual de lluvia varía de 400 a 550 mm y la temperatura, entre los 15 y 17°C. La

secretaría del medio ambiente de la ciudad de México reportó en 2018, el estado del tiempo de las estaciones de monitoreo con registros de 2017; el promedio de temperatura ambiente es de 16.8°C con máximos de 34.5° C y mínimos de -5.5°C, siendo mayo el mes más cálido y diciembre el más frío.

El régimen de humedad depende de la precipitación pluvial, por ello, en la temporada seca la *humedad relativa promedio* oscila entre 30 y 50 por ciento, mientras que la temporada de lluvia va de 60 y 80%. El mes más seco fue febrero con una humedad promedio del 40%, mientras que el mes con mayor humedad fue julio con 70% (SEDEMA, 2018).

En la temporada seca la humedad en el ambiente desempeña un papel importante en la química atmosférica diurna y nocturna. Durante el periodo nocturno, la humedad contribuye a la formación de compuestos secundarios (gases y aerosoles) a través de reacciones heterogéneas acaecidas en los aerosoles, en la superficie de la infraestructura urbana, en el suelo y la vegetación. Durante el día, el agua participa en los procesos fotoquímicos de la atmósfera (Sánchez-Salinas *et al.* 2014; SEDEMA, 2018).

En la Ciudad de México, con 2240 msnm y rodeada por cuatro sistemas montañosos, las emisiones producidas por 5.3 millones de vehículos, y 70 mil fábricas de diferentes industrias no se dispersan fácilmente, por lo que estos contaminantes suelen exceder los estándares de calidad del aire (Calva, 2012; SEDEMA, 2018).

En relación con la contaminación atmosférica (**Cuadro 1**), la radiación solar es determinante en la iniciación de los procesos fotoquímicos. La Ciudad de México por su latitud tiene periodos de radiación solar de once horas en invierno y de trece horas en verano. También por su altitud, recibe una mayor intensidad de radiación al atravesar un

menor espesor de la atmósfera. Los máximos diarios de irradiancia se registran entre las 12:00 y 14:00 pm, cuando el Sol está en el punto más alto. El máximo promedio anual de radiación fue de 880 W/m² (SEDEMA, 2018).

Existen varios tipos de contaminantes en la atmósfera y para Skelly *et al.* (1987) solo tres son importantes a causa de producir daños foliares en los árboles: ozono, dióxido de azufre y flúor.

Cuadro 1. Síntomas producidos en plantas por contaminantes de la atmósfera.

Compuesto	Formula	Origen	Síntomas
Dióxido de azufre	SO ₂	Combustión de carbón de hidrocarburos, fábricas de pulpa y papel, refinerías	Colapso de las áreas entre nervaduras y márgenes. Apariencia acuosa de los tejidos afectados
Etileno	CH ₂ =CH ₂	Combustión del gas natural y fabricación de ciertos compuestos químicos. Es emitido por vehículos de motor.	Reducción del desarrollo vegetal, epinastia, deformación de las flores y defoliación
Flúor y fluoruros	F ₂ , CaF ₂ , NaF	Producto e desecho de las fundidoras, fábricas de vidrio y fertilizantes fosfatados.	Se acumula especialmente en los márgenes foliares y cuando alcanza altos niveles produce necrosis marginal
Ozono	O ₃	Producto de reacciones fotoquímicas de impurezas aéreas, emitidas por vehículos de motor, refinerías y combustibles industriales	Puntos blancos en el haz, llegando a formar lesiones. Pigmentaciones oscuras en modelo punteado. Clorosis en manchas, necrosis bifacial.
Dióxido de nitrógeno	NO ₂	Producto de la oxidación fotoquímica del NO. Emitido por vehículos de motor	Reducción de desarrollo. No hay otro síntoma visible a menos que las concentraciones sean muy elevadas

La contaminación del aire se ve excedida por las emisiones de la industria, transporte y agricultura (**Figura 7**) (Calva, 2012; Munsif *et al.*, 2021). En atmosferas urbanas, la formación del ozono antropogénico involucra un buen número de reacciones simultaneas, en las que los radicales libres actúan sobre especies y subproductos de compuestos orgánicos y de compuestos inorgánicos (NO_x), produciendo ozono por arriba de las 0.11 ppm en la ciudad de México (Bravo *et al.*, 1991). Tan solo promedio de la concentración en 2018 fue de 31 ppb, mientras que el promedio de las máximas diarias fue de 76 ppb (2017). Comparativamente en 2013 estos valores fueron 29 y 75 ppb, y en 2016 de 30 y 76 ppb, respectivamente (SEDEMA, 2018).

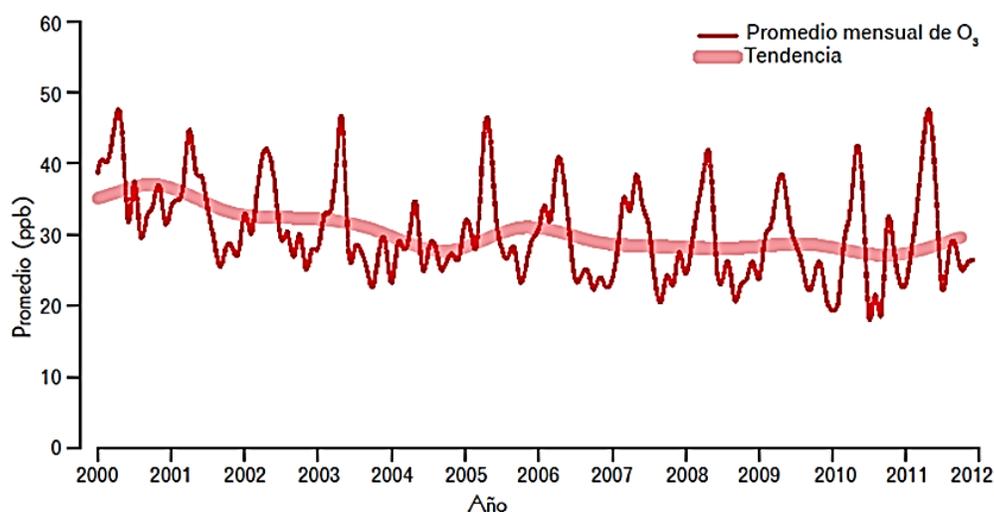


Figura 7. Registros Historicos de O₃ en la CDMX de 2000- 2012.

El azufre es un constituyente esencial para las plantas y se absorbe por las raíces en forma de ion sulfato, así como en dióxido de azufre a través de las hojas, siendo calificado tóxico para las plantas (Tisdale y Nelson, 1985; Appleton y Koci, 2000). Por otra parte, los óxidos de azufre constituyen uno de los principales gases emitidos en las ciudades por actividades industriales, automotores diesel y quema de biomasa.

La variabilidad diaria del SO₂ en la Ciudad de México se caracteriza por presencia de picos de concentración a lo largo del año, pero con mayor frecuencia durante los meses de la temporada seca. En el año 2017 la concentración promedio anual del dióxido de azufre fue de 4.7 ppb, las mayores se registraron en las estaciones de monitoreo ubicadas al norte de la zona metropolitana y en el área conurbada del Estado de México (SEDEMA, 2018). Comparativamente en el año 2016 y 2013 fue 5.9 ppb y de 4.6 ppb, respectivamente. Las mayores concentraciones se observaron en las estaciones ubicadas al norte de la zona metropolitana, en el área conurbada del Estado de México.

El daño a la vegetación más citado en las publicaciones para SO₂ rara vez rebasa los 20 µg/m³ (0.008 ppm) así como para las coníferas y bosques de zonas de bajas de 15 µg/m³ (Ashmore y Wilson, 1994). En cuanto la OMS en su publicación más actual (2021) redujo el límite permisible a 40 µg/m³ para la salud humana, mientras que la secretaria de salud de México en la NOM-022-SSA1-2010 refiere la concentración de dióxido de azufre como contaminante atmosférico no debe rebasar el límite máximo normado de 66 µg/m³ o 0,025 ppm promedio anual, para protección a la salud de la población.

En el caso del ozono, la norma mexicana tolera un equivalente de 137,2 µg/m³ evaluado en promedio durante ocho horas continuas. Los nuevos parámetros de la OMS consideran riesgosos por ozono, por encima de los 60 µg/m³, durante la temporada. Mientras que en Europa el nivel crítico de ozono para los árboles forestales se ha definido en un AOT40 de 10 ppmh-1 O₃ (10 p.m. de exposición acumulada de ozono por encima de un umbral de 40 ppb).

2.4 Daño por Ozono y Dióxido de azufre

Los síntomas visibles que resultan de la exposición al O₃ y SO₂ generalmente se presentan como respuestas agudas o crónicas (**Figura 8**), la lesión aguda implica la muerte de las células y se desarrolla dentro de unas pocas horas o días después de la exposición expresada como punteado (**Figura 8: a y f**), manchas blancas bifaciales, necrosis (**Figura 8: b y d**), esta reacción se asocia comúnmente a altas concentraciones de O₃ (Skelly *et al.* 1987).

La lesión crónica se desarrolla lentamente (Figura 8) a días o semanas después de la exposición y se manifiesta como clorosis, pigmentación, senescencia prematura y necrosis. Estas lesiones aparecen en respuesta a exposiciones a largo plazo y baja de concentración (Skelly *et al.* 1987).

En especies de coníferas, los síntomas son moteado clorótico (pequeñas manchas de color amarillo) y bronceado (**Figura 8: b, c y e**) el cual se induce en acículas jóvenes y del segundo año de crecimiento por bajas dosis de exposición, mientras que el bronceado de las agujas jóvenes es inducida por altas dosis de exposición (Skelly *et al.* 1987).

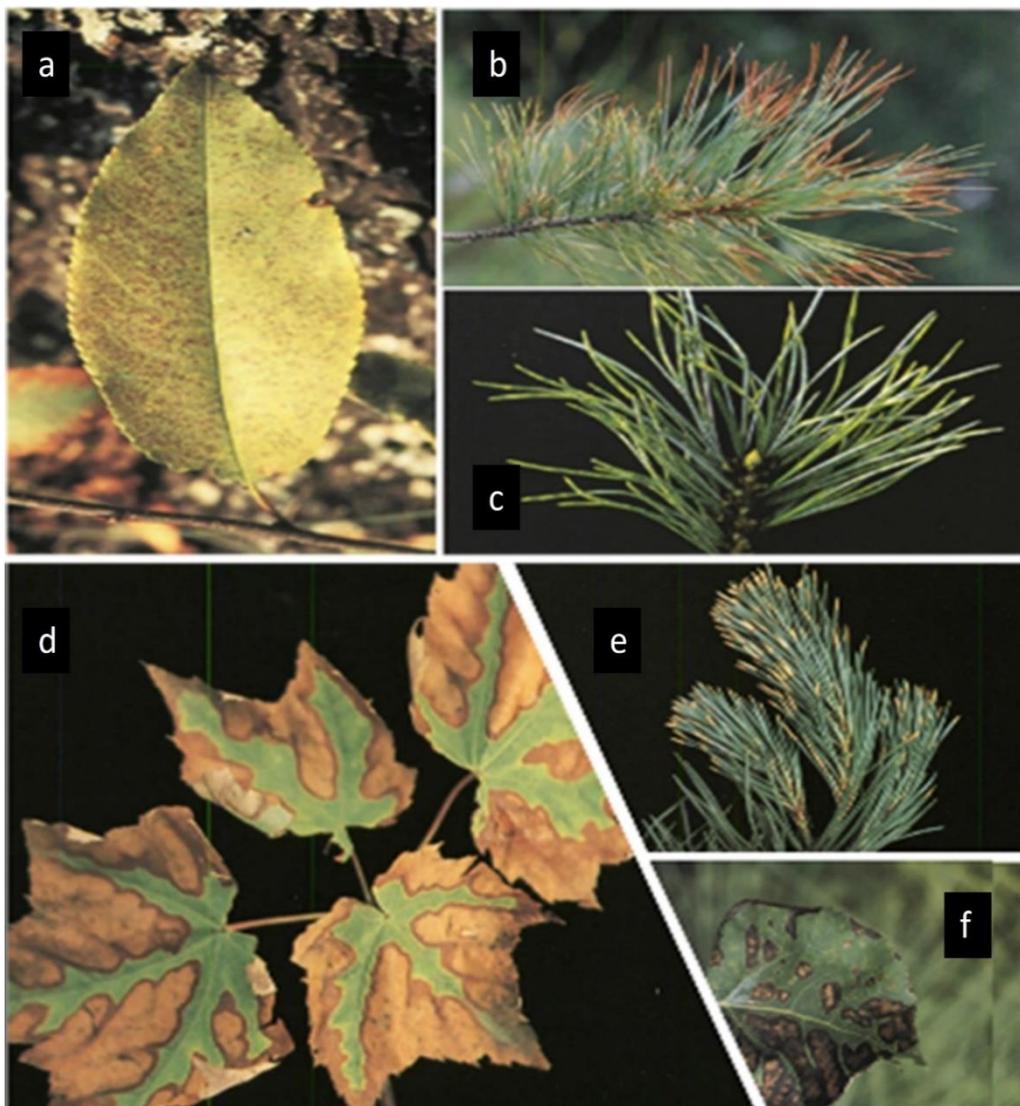


Figura 8. Lesiones en hojas por exposición a O_3 (a, b, c) y SO_2 (d, e, f) Skelly, 1987.

2.5 Sorción de contaminantes del aire

La inmovilidad es la última causa de que las plantas hayan adquirido y perfeccionando en miles de años de evolución, mecanismos de autodefensa que les permiten vivir en condiciones muy diversas (Tadeo y Gómez- Cadenas, 2008). Las respuestas de las plantas frente a condiciones ambientales adversas, implica una secuencia de acciones, que: percibe el estímulo estresante, procesa la señal de estrés percibido, lo que implica su amplificación e integración en las rutas de transmisión de la información, y regulación de la expresión génica acorde al estímulo (Tadeo y Gomez- Cardenas, 2008). Así las alteraciones ambientales suelen producir cambios en los modelos de crecimiento de las plantas (Yepes y Silveira, 2011).

La absorción de contaminantes por las plantas está controlada por interacción de una serie de factores físicos, químicos y biológicos.

- Transferencia de gases
- La reacción de los contaminantes en los sitios de absorción

Las células del parénquima contienen la mayor parte de los cloroplastos de la hoja y llevan a cabo la mayor parte de la fotosíntesis. Estas células son más susceptibles a la contaminación del aire.

Los contaminantes del aire no necesitan ser transferidos a los sumideros dentro de las hojas para ser absorbidos. La absorción o adsorción en las superficies externas de las hojas puede ser sustancial para ciertos contaminantes.

La absorción de contaminantes por la superficie es un factor importante ya que puede contribuir a la resistencia de algunas plantas al daño de los contaminantes. Se ha

observado que las superficies epidérmicas de las plantas que poseen pubescencia extensa, pelos glandulares o depósitos superficiales reactables (notablemente halófitos) eliminan el ozono de manera eficiente del aire que lo atraviesa.

La activación de los mecanismos defensivos o de respuesta, conduce al ajuste del metabolismo celular a las nuevas condiciones ambientales, la activación de reparación celular dañada y a la aparición de las adaptaciones morfológicas (Tadeo y Gómez-Cadenas, 2008).

Las hojas de las plantas tienen procesos metabólicos que pueden convertir bioquímicamente varios de los contaminantes del aire absorbidos (Koziol y Whatley 1984) permitiendo así que las hojas absorban continuamente los gases sin saturarse de ellos. Por lo tanto, se cree que las plantas juegan un papel clave en la determinación del destino de los contaminantes atmosféricos tanto de origen humano como natural. Aunque ciertas plantas pueden absorber fácilmente un tipo contaminante en específico, otras lo hacen menos eficazmente (Florentina y Ion, 2011).

La absorción y la susceptibilidad a los contaminantes varían ampliamente entre especies y también entre entornos de crecimiento particulares. Algunos contaminantes del aire (SO_2 , NO_2) pueden servir como sustratos metabolizables cuando se presentan bajas concentraciones, pero cuando son elevadas causan daño celular.

De acuerdo con Bennett *et. al.*, (1973) la absorción de contaminantes por las plantas se controla mediante la interacción de factores físicos (humedad, intensidad de luz, área permeable, textura del suelo), químicos (concentración de CO_2) y biológicos (ataque de hongos y bacterias) que regulan los procesos de transferencia de gases y la reacción de los contaminantes.

Las hojas de las plantas (**Figura 9**) son estructuras especializadas para la captura del CO₂ de la atmósfera. El dióxido de carbono (CO₂) en la atmósfera es absorbido por las hojas de las plantas a través de los estomas y se utiliza para la fotosíntesis en células foliares. De manera similar, los contaminantes atmosféricos se pueden metabolizar dentro del tejido foliar y se absorben a través de los estomas (Omasa, Tobe y Kondo, 2002).

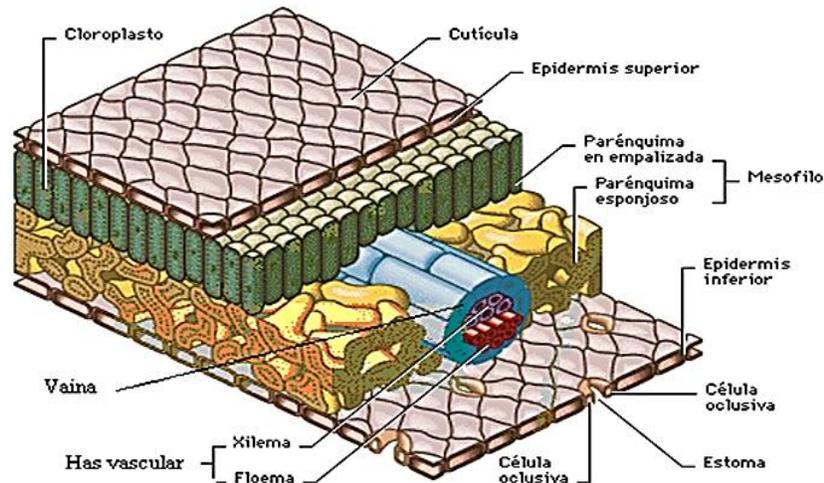


Figura 9. Estructura típica de una hoja. CNBA, 2020.

Las aberturas estomáticas en la superficie de la hoja y los espacios aéreos intercelulares proporcionan acceso directo de los gases para su difusión de las células de la superficie, la arquitectura de la hoja está diseñada para hacerlo más eficiente. La hoja, es un importante sumidero de contaminantes del aire y los diferentes tipos de tejidos (tejidos epidérmicos, tejidos de conducción vascular y tejidos fundamentales), le hacen frente (Bennett *et al.* 1973).

Las células parenquimatosas verdes "empalizada" y "esponjosas" contienen la mayor parte de los cloroplastos de las hojas y, por lo tanto, la mayor fotosíntesis. Estas células son típicamente de las hojas más susceptibles a la lesión inducida por el aire contaminado, la

lesión ocurre cuando reaccionan con los componentes celulares y alteran la integridad estructural y funcional (Bennett, *et al.* 1973).

El transporte de gas entre el aire libre que rodea los sitios de sumidero de hojas (**Figura 10**) está determinado por el potencial de difusión del gas (Q) y la "resistencia" (R) del camino a la transferencia de gases (Bennett *et al.* 1973; Omasa, Tobe y Kondo, 2002).

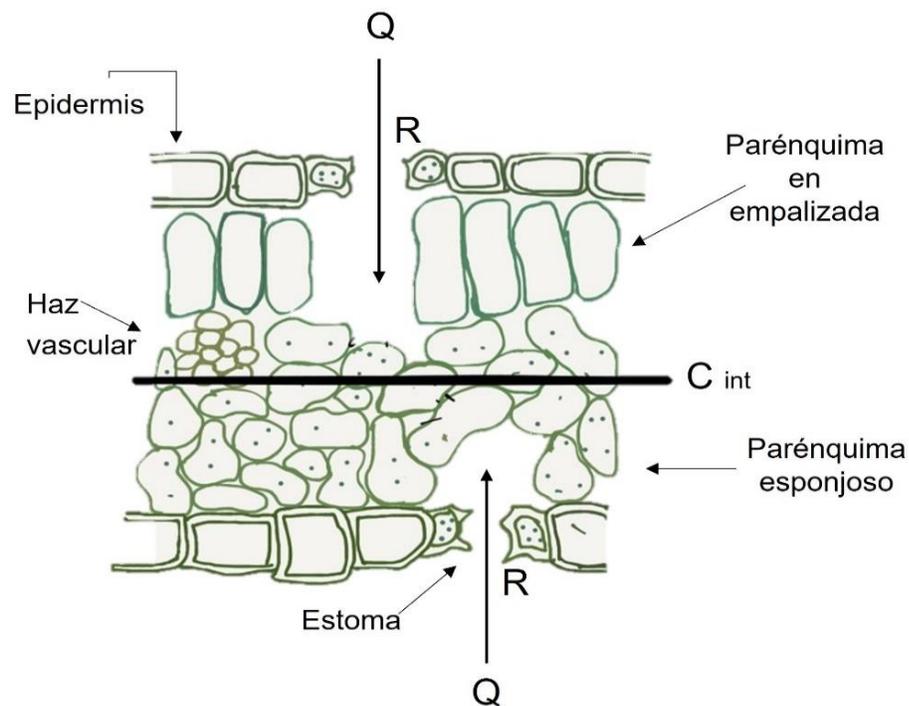


Figura 10. Transporte de gas dentro del interior de la hoja, difusión del gas y resistencia.

2.6 Rutas contaminantes

El O_3 y SO_2 reaccionan con compuestos de la cutícula (ceras) de las plantas, entran a través de las estomas al estar abiertos durante el intercambio de gases, por ello no son interceptados, por su fácil acceso es muy fácil que cambie la integridad de las células (Heber *et al.*, 1995).

La reacción del O_3 con el peróxido de hidrógeno (H_2O_2) dentro de la célula incrementa radicales superóxidos (O_2^-) y genera radicales OH^- que pueden atacar las membranas (célula, cloroplasto, vacuolas) dañando la fijación subsecuente para la formación de radicales peróxidos (**Figura 11**). Las membranas envuelven los radicales O_2^- derivados de compuestos orgánicos (Olsyk y Tingey, 1984).

El daño causado por el O_3 es a los oxi-radicales que prevalecen en el cloroplasto, donde las concentraciones son altas durante la iluminación, haciendo susceptible al cloroplasto. El almidón, azúcares, y carbohidratos en el cloroplasto podrían mitigar este daño. El O_3 y los productos secundarios pueden reaccionar con moléculas orgánicas y constituyentes inorgánicos (Yunus e Iqbal, 1996).

En cuanto al dióxido de azufre las vías metabólicas para la desintoxicación de SO_2 implican tanto la fotooxidación que produce radicales libres como la foto reducción de sulfito a H_2S (**Figura 11**). La toxicidad del dióxido de azufre implica sulfito o radicales libres formados durante la fotooxidación de sulfito a sulfato; y sus reacciones con moléculas biológicas, especialmente proteínas y lípidos, particularmente aquellos en el cloroplasto (Olsyk y Tingey, 1984).

2.7 Cabinas de experimentación

Los efectos Fitotóxicos de los contaminantes del aire en la vegetación se estudian en cabinas de: exposición, simulación ambiental, semiabiertas y abiertas (**Figura 12 y 13**),. Las cabinas de exposición son utilizadas para pruebas de estrés en plantas y estabilidad y manejo de parámetros ambientales, determinando así el efecto fisiológico en un ensayo (Binder, 2018).



Figura 12 . Diferentes tipos de cabinas de exposición a y b) cuartos controlados o cabinas de simulación ambiental, c) cabina de exposición, d) cabinas abiertas o semiabiertas.

Hogsett, Olszyk, Ormrod, en 1987 para la agencia de protección ambiental de los Estados Unidos de América publicaron los requisitos generales para todos los tipos de cabinas:

- I. Proporcionar condiciones ambientales y de exposición representativas del exterior
- II. Proporcionar un ambiente lo más uniforme posible dentro y fuera de las cabinas

- III. Tener cubiertas transparentes para minimizar las reducciones en la cantidad y calidad de la irradiación
- IV. Tener superficies expuestas hechas de materiales no reactivos
- V. Facilitar la manipulación experimental del ideal para todas estas consideraciones
- VI. Cada uno de los requisitos tienen características particulares, con base en los objetivos de la investigación, tecnología y materiales disponibles, y de acuerdo con los recursos individuales de los investigadores.

Los parámetros ambientales que se registran en las cabinas incluyen la temperatura, la humedad relativa (RH), la intensidad de luz y la concentración de gas, estos registros se hacen por técnicas analíticas o a través de sensores.

En cámaras comerciales estándar, estos parámetros se controlan con precisión, y pueden ser programados de una manera compleja. Sin embargo, estas características tienen un precio. Esta restricción financiera a menudo determina el tamaño máximo asequible de espacio de entorno controlado y por consiguiente limita el tamaño de algunos experimentos; hace inviable otros experimentos (Canelon-Suarez, 2015).

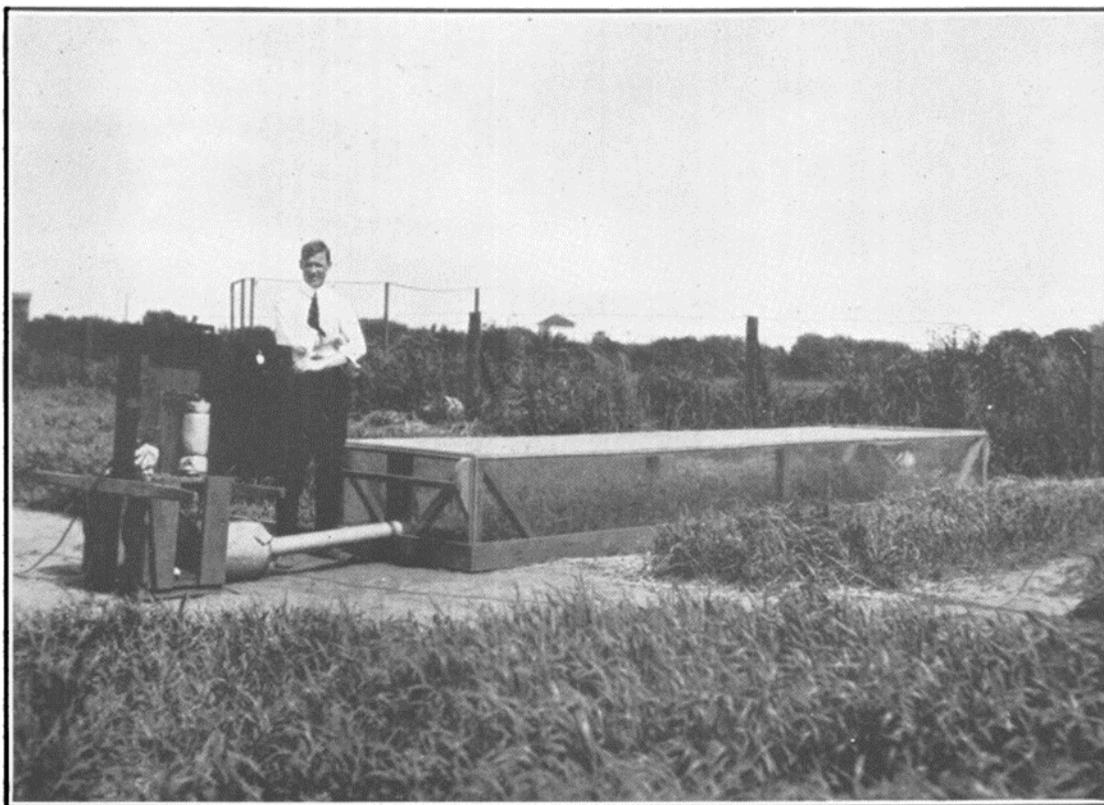


Figura 13. Cabina de fumigación para dióxido de azufre en 1915.

Con la búsqueda documental sobre cámaras experimentales o cabinas en ProQuest se registró 9, 678 publicaciones abarcando un periodo de 1923 a 2020. De ellas 81, 714 atañen a cabinas abiertas (top chamber) y 9, 678 a cabinas cerradas (close chamber) para ambas el periodo de publicación fue 1960 a 2022. La mayor relevación del tema fue a partir del año 2000 a la fecha, con padrón de publicación de 2,849 y de ahí, para el género *Pinus*, 1,834.



Figura 14. Cabina de fumigación a) Ozono, b) aire filtrado.

La búsqueda científica bajo el concepto cámaras de fumigación arrojó 3,469 referencias registradas de 1955 a 2022, destacando la década 1990-1999 con 257 publicaciones. Al agregar los términos hojas de árbol (tree leaves), dio un resultado de 1,205 para el periodo 1984-2022, el mayor (277) correspondió en la década 2000-2009, detallando la búsqueda con hojas de pino, la búsqueda arrojó 688 artículos y el mayor registro fue de 2000-2009, con 179 referencias.

Respecto a las hojas de fresno (Ash Leaves) se registró un total de 233 referencias para el periodo 1997-2022, siendo los años de mayor registro 2003/4 con ocho, y 2017 con 26 y para el 2020, 22 documentos. El mayor registro de cámaras de fumigación fueron para el año 1990, respecto a las hojas de fresno (Ash Leaves) se registró un total de 233 referencias para el periodo 1997-2022, siendo los años de mayor registro 2003/4 con ocho, y 2017 con 26 y para el 2020, 22 documentos. El mayor registro de cámaras de fumigación

fueron para el año 1990 a la fecha y responde al interés en estudiar el daño de los contaminantes del aire en los ecosistemas silvestres, de producción maderera, de cultivos alimenticios (e. j. cámaras de fumigación de Bromuro de Metilo).

III.- ANTECEDENTES

Para delimitar los factores que pudieran interferir en los síntomas de daño por contaminantes atmosféricos los investigadores construyeron cabinas, hechas con materiales y técnicas analíticas de la época, los equipos han sufrido cambios hasta llegar a los Arduino-sensores-tabletas reduciendo los costos. La mayoría de estas cabinas fueron del tipo abiertas, y se instalaban en las zonas cercanas a la contaminación, después se construyeron en las áreas de cultivos y más tarde en cabinas de fumigación, evitando llevar equipo, módulos de luz ya no era necesario en la zona de contaminación y hasta la creación de generadores de gas (dióxido de azufre, ozono, óxidos de nitrógeno) (Holmes, Franklin. y Gould, 1915). En consecuencia, experimentalmente un mayor control de los factores ambientales que pueden influir en el estudio.

Los protocolos de investigación con cámaras experimentales surgieron a finales de 1950 con el objeto de separar teorías sobre el daño foliar que presentaban cultivos y bosques. Así que se analizaba el efecto del aire, introduciéndolo a cámaras instaladas en secciones de bosques y cultivos (tabaco, soja y papa); puntuaciones, clorosis, y necrosis tendrían un origen en deficiencias nutrimentales del suelo o que provenían del aire como sustancias dañinas, diversos aspectos químicos de herbicidas y mercurio.

En los 50's, Middleton *et al.* (1950) documentó el daño por ozono que se expresó a través del moteado clorótico en las hojas de *Pinus* spp., el cual se manifiesta con la aparición de manchas amarillas en las acículas. Darley en 1960 demuestra que las plantas son

efectivas como biomonitores de contaminación. Por su parte Miller *et al.* (1969), Jacobson y Hill (1970) reportan que en los bosques de Estados Unidos se ha comprobado que las concentraciones ambientales entre 0.15 0.30 ppm de ozono son responsables del moteado clorótico, desarrollándose desde el ápice hasta la base de las hojas.

En invernaderos Seidman *et al.* en 1965 determinan con la apertura estomática, el suelo y el nivel de nutrientes la sensibilidad de las plantas a los contaminantes atmosféricos, variables como la luz, viento, humedad y temperatura pueden afectar la medición daño por contaminación en plantas y pueden tener un impacto significativo en su fisiología y supervivencia (Darley, 1960 y Wolverton, 1985) por ello Hill en 1967 hace uno de los primeros prototipos de una cámara para ambiente controlado.

Actualmente con las concentraciones de CO₂ y O₃ en la atmósfera (han aumentado en 1-2% por año, se espera que se duplique en el año 2100) en comparación con el final del último milenio. Casi el 30% de los bosques del mundo se encuentran actualmente expuestos a concentraciones dañinas de ozono troposférico, previendo que expandirán al 49% en el año 2100 (Vapaavuori *et al.*, 2002).

El efecto de los contaminantes del aire como ozono, dióxido de azufre, óxido nitroso y fluoruro de hidrogeno en los procesos fisiológicos de las plantas a concentraciones moderadas en tiempos prolongados contribuyo a conocer las complicaciones crónicas en el metabolismo de las plantas (Darrall,1989). Orwell *et al.* en el (2004) crean una cámara de exposición y en ella mide las concentraciones de gas benceno removidas por plantas en diferente sustrato, el registro de este gas se hizo a través de cromatografía de gases.

Las concentraciones de clorofila a y b disminuyen con la exposición de ozono de *Abies religiosa* en el parque nacional desierto de los leones (Sanchez-Villanueva, 2018) y aspersiones a lluvia acida en *Liquidambar styraciflua* también reducen el contenido de

clorofilas a y b, aunque en *Fraxinus uhdei* se puede presentar una mayor concentración de clorofila (Rodríguez-Sánchez *et al.*, 2020).

El uso de sensores conectados a un microcontrolador para medir parámetros ambientales ha sido satisfactorio, lo cual fue demostrado que se utilizar sistema de monitoreo de parámetros ambientales a Arduino; Rubio *et al.* (2015) utiliza a Arduino junto con 5 sensores como una Nariz eléctrica que permite detectar una gran cantidad de olores dada la sensibilidad a los diferentes compuestos químicos de cada uno de los sensores, también en el 2015 Barroso controla y monitoriza un invernadero a través del mismo microcontrolador, Garnier-Fernández *et al.*, en 2019 implementa un sistema inalámbrico de control de temperatura y humedad en entornos humanos.

Recientemente se utilizan sensores multimedidores (airmaster 2 AM7, monitor de aire interior 6000, air quality sensor, PM detector) para la detección de monóxido y dióxido de carbono, óxidos de nitrógeno y azufre, detección de material particulado de 2.5, 5, y 10 micrómetros, en cuyos módulos de registro se incluye radiación solar, humedad relativa y temperatura.

IV.- PROBLEMA

La caracterización del daño implementando en un método experimental, se ha limitado a que los contaminantes del aire en la Ciudad de México promueven la presencia de árboles enfermos. La alta variabilidad de las respuestas observadas de las plantas a los contaminantes atmosféricos especialmente al SO_2 y O_3 que se reportan para la Ciudad de México se debe a efectos interactivos de los factores ambientales. Los árboles de mayor presencia en las áreas verdes de la Ciudad de México son *Fraxinus* spp. y *Pinus* spp., los cuales son afectados por la contaminación del aire, vinculado a factores meteorológicos y de la fisicoquímica atmosférica.

Por lo anterior se propone responder a la siguiente pregunta:

¿Será la concentración del SO_2 y O_3 registrada en el aire de la ciudad de México la causa de producir daño en las hojas de los árboles del *Pinus greggii* y *Fraxinus uhdei*?

V.- JUSTIFICACIÓN

Teniendo en cuenta las consideraciones en los límites permisibles se puede observar que las Normas Oficiales Mexicanas rebasan hasta más de 3 veces el límite permisible de la OMS y solo se enfocan en riesgos a la salud humana más no en los límites que causan daño a la vegetación.

Establecer la susceptibilidad de pino y fresno al ozono y dióxido de azufre en los parques urbanos en la CDMX, identificando las condiciones ambientales (Temperatura, Radiación, Humedad) y la interacción de los factores realizando experimentos registrando el daño producido por los gases (O_3 y SO_2). Permitirá conocer la resistencia de estas especies en condiciones micrometeorológicas como las que presenta la ciudad de México, identificando el efecto del daño por contaminantes como O_3 y SO_2 , para prevenir su declinación paulatina y la mejora de los servicios ambientales para los habitantes de la ciudad.

VI.- HIPÓTESIS

Las respuestas observadas de las plantas al estrés por los contaminantes atmosféricos SO_2 y O_3 que se reportan para la Ciudad de México se debe a efectos interactivos de los factores ambientales., Al mantener condiciones ambientales similares a las de la ciudad de México, pero con una exposición a diferentes concentraciones de SO_2 y O_3 se podrá observar objetivamente la respuesta al estrés.

VII.- OBJETIVOS

Objetivo general

Determinar la susceptibilidad de *Fraxinus uhdei* (Wenz.) Lingelsh y *Pinus greggii* Englem en condiciones ambientales similares a las de la Ciudad de México a diferentes concentraciones ozono y dióxido de azufre para observar la respuesta al estrés.

Objetivos particulares

- Caracterizar las condiciones de operación de las cabinas exposición.
- Determinar y mantener las condiciones ambientales (humedad, temperatura, luz y concentración de ozono y dióxido) a través de sensores electroquímicos y Arduino.
- Determinar la clorofila total en hojas dañadas *Fraxinus uhdei* (Wenz.) Lingelsh y *Pinus greggii* Englem.
- Relacionar el daño, tiempo y concentración de exposición a O₃ y SO₂ de *Fraxinus uhdei* (Wenz.) Lingelsh y *Pinus greggii* Englem.

VIII.- MÉTODO

8.1 Fase de campo

Se obtuvieron del vivero de Coyoacán, 40 Arboles Juveniles de Pino y Fresno de una altura aproximada y máxima de 60 centímetros (**Figura 15**).



Figura 15. Plantones de *Fraxinus uhdei* y *Pinus greggii* donados por el vivero de Coyoacan.

Las plantas se trasladaron a la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza en el Laboratorio de Contaminación Atmosférica (**Figura 16**), fueron desinfectadas con polvo fungicida para manchas y marchitamiento de las hojas de la marca: Happy Flower para evitar infección por hongos y bacterias, se realizaron los cambios de maceta, se esterilizo el suelo para realizar en trasplante del cepellón original hacia las macetas de 2000 cm³.

Se rellenaron con una mezcla de sustrato (bocashi, peat moss, tierra de monte, y tezontle) las plantas fueron aclimatadas durante un mes, 16 plantas fueron seleccionadas

para aclimatarse adentro de las cabinas con un promedio de temperatura de 26 °C y humedad relativa 28%. El riego de las plantas se realizó cada 4 días.



Figura 16. Plantas donadas por el vivero de Coyoacán y su estado sanitario.

Las condiciones biológicas de las especies después de la adquisición se observaron, moteados amarillentos en hojas, deformaciones (**Figura 17**) en el crecimiento de la hoja y patógenos (gusanos, hongos, telarañas), excluyendo las hojas dañadas se inició un tratamiento de 2 veces por semana durante 1 mes con fungicida en polvo, aspersion en hojas de infusiones de chiles, y lavados en hojas con agua y jabón. Posteriormente se seleccionaron 8 árboles por especie con hojas sanas para ser aclimatados en las cabinas de exposición.



Figura 17. Hojas con daño anatómico en Fresno.

8.2 Fase experimental

La fase experimental se dividió en 4 bloques:

- Funcionamiento de cabinas
- Exposición y registro de contaminantes
- Lectura de Clorofila
- Determinación de las escalas de daño

Para desarrollar la simulación de exposición se utilizaron cabinas de exposición simple con Arduino, las cuales fueron adaptadas a cada exposición.

Se diseñó un par de cabinas de exposición¹ simples y económicas, con láminas de acrílico semidesmontables, para acondicionar y semicontrolar los parámetros ambientales. Se dio acceso a los cables y mangueras, para que permitirán el monitoreo del sistema interno de las cámaras, riego, ventilación, luz e inyección de contaminantes (**Figura 18**).



Figura 18. Cabinas de exposición con registro de condiciones ambientales.

Con el fin de regular la humedad y temperatura, se introdujo en las cabinas dos mini ventiladores y charolas con hielo, en ellas se abastecía el agua requerida por las plántulas de Fresno y Pino, riego por capilaridad, con ello trató de evitar la variación extrema de los parámetros durante las exposiciones de semanas completas y meses.

¹ Cubo de acrílico transparente de 6 mm, fijado con ángulos de acero inoxidable de lámina cal. 18 tipo 304, con tapas corredizas superiores de acrílico con jaladera de huella. Con perforaciones de 1/4" y 1/2". Medidas finales: .70 x .60 x 1.20 m.

Las cabinas se construyeron con la teoría propuesta por Heck *et al.*, (1963), Wolverton y Wolverton (1993) y Orwell *et al.*, (2004) a fin de minimizar costos de operación por utilizar cabina automatizada con control maestro cuyo costo rebasa los 350,000 dólares. Se procuro una versatilidad con recursos accesibles y que pudieran ser manejados técnicamente, complementado con Arduino-Sensor (**Figura 19**) y equipos analíticos para la cuantificación de clorofila.

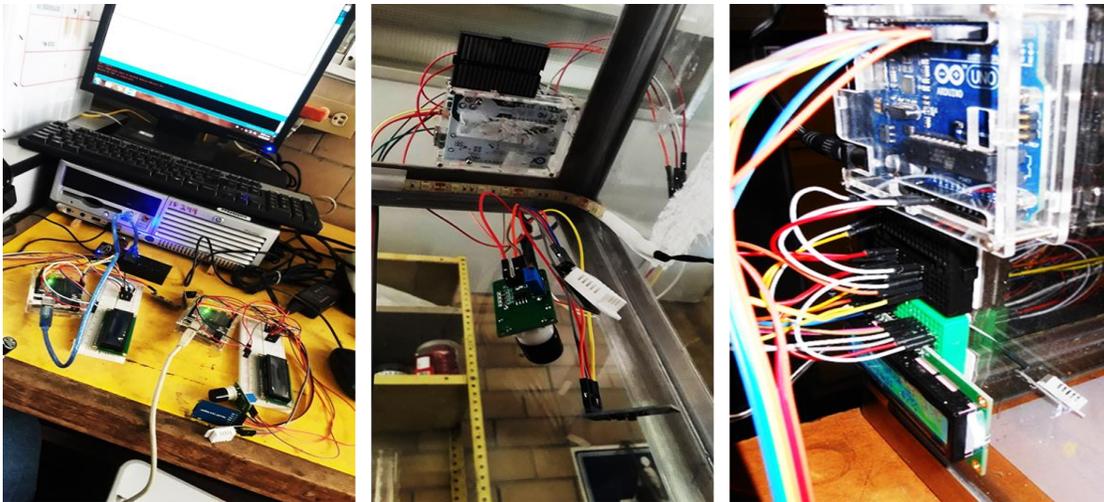


Figura 19. Calibración y pruebas de registro de funcionamiento de los sensores ambientales.

Como resultado del costo para el funcionamiento de las cabinas no rebasó los \$ 9,000.00 pesos mexicanos, para su funcionamiento cada una de las cabinas contaba con dos Arduino-sensores para el registro de ozono y dióxido azufre (cabina testigo y problema) cuyos registros de los cuatro parámetros principales con hasta ocho cifras significativas, previa calibración y corrida de sketches programáticos.

Los registros de los parámetros meteorológicos sin plantas permitieron tener el conocimiento del intervalo de valores de humedad relativa, temperatura, concentración de gas e intensidad lumínica para ambas cabinas, experimental y testigo.

8.2.1 Exposición a ozono

Para la calibración de gases en las cámaras basado y modificado de Orwell *et al.* 2004. Se introdujo el generador de Ozono Apel A-2 (**Figura 20**) a una de las cabinas con la configuración de nivel de intensidad de producción de ozono en: Alto (0.3 g/h) y con la programación de tiempo en 15/15 (produce ozono durante 15 minutos y reposa 15 minutos). Se registro durante 15 horas con la Ayuda de sensores conectados a través de una placa Arduino a una tarjeta SD. Y se graficaron los resultados para ambas cabinas.

Después de la calibración para ozono, en dos cabinas fueron introducidos un total de 16 Arboles (8 por cabina), con el generador de ozono Apel A-2 fueron expuestos 8 Arboles juveniles (4 pinos y 4 frenos), con una exposición de 5h por día, durante 3 días a la



semana por 6 semanas, registrando con sensores conectados a una tarjeta Arduino la temperatura, humedad relativa, intensidad lumínica y la concentración de gas (Tabla 2).

Figura 20. Generador de Ozono Apel A-2.

8.2.2 Exposición a dióxido de azufre

Para desarrollar la simulación de exposición a dióxido de azufre se utilizaron cabinas de exposición simple con Arduino, las cuales fueron adaptadas a la exposición. Se repitió el número de árboles por cabina, cambiando el generador por la reacción química para generar alumbre de cromo III (Davis *et al.* 1975., Parry *et al.* 1974) teniendo como producto al SO_2 a una concentración teórica aproximada de 19,210 ppm.

Se montó el equipo para generar como producto al SO_2 (**Figura 21**) y fueron expuestos 8 árboles juveniles (4 pinos y 4 frenos), y se dejó la reacción por 24h cerrando las cabinas y registrando con sensores conectados a una tarjeta Arduino la temperatura, humedad relativa, intensidad lumínica y la concentración de gas.



Figura 21. Reacción química para generar alumbre de cromo III con equipo para generar como producto al SO_2 .

8.3 Lectura de Clorofila

Para determinar las unidades de clorofila total de árboles de Pino y Fresno a las exposiciones de gases se realizó adaptado de Knudson *et al.*, 1997 y Sánchez-Villanueva, (2018) una curva de calibración, registrando 10 lecturas por árbol (5 pinos y 5 fresnos). Después se recolectaron 1.0g de hoja de cada uno de los árboles anteriormente registradas sus lecturas SPAD (**Figura 22**), posteriormente se colocaron en frascos ámbar con 20.0 mL de etanol al 96%. Las muestras se mantuvieron en oscuridad por 72h y a una temperatura de 15.0 °C.



Figura 22. Registro de clorofila con el medidor automatico SPAD.

La solución etanol-clorofila se filtró y en un matraz aforado de 50 ml y se agregó etanol al 96% completando el volumen. Se tomaron 5 alícuotas por muestra para el registro de la clorofila en el espectrofotómetro (**Figura 23**) a 649 nm clorofila a 665 nm clorofila b utilizando etanol al 96% como blanco.



Figura 23. Registro de clorofila total por el método espectrofotométrico para la conversión a unidades internacionales de concentración.

Las concentraciones de clorofila se obtuvieron con las ecuaciones establecidas por Markwell *et al.*, 1995

$$\text{Chl } \mu\text{mol m}^{-2} = 10^{(M \cdot 0.264)}$$

Donde clorofila en micromoles por metro cuadrado ($\text{Chl } \mu\text{mol m}^{-2}$) es igual a la función exponencial (10) a la unidad SPAD (M) elevado a la constante (0.264).

Para determinar el daño por la reducción a la clorofila al finalizar la exposición semanal (jueves) se registró por cada árbol 5 lecturas de clorofila en hojas escogiendo siempre la hoja más cercana al etiquetado de la maceta dando 5 replicaciones con el medidor Minolta SPAD-502 Plus.

Para evaluar el daño Foliar se hizo de acuerdo con lo descrito en la escala (**Cuadro 2**) a de RED CE NIVEL-II PARTE V del Programa Internacional de Cooperación para el Seguimiento y la Evaluación de los Efectos de la Contaminación Atmosférica en los Bosques

(Anexo II y III) con ello se obtuvo el grado de puntuación y porcentaje del daño presentes en hojas, este procedimiento se repitió semana con semana y se registraron los resultados de forma fotográfica. Para la identificación de los daños por Ozono en las hojas, se adecuó la técnica de la siguiente manera.

Cuadro 2. Manual RED-II clases.

Clase	Definición
0	Sin daños
1	1-5% de la superficie afectada
2	6-25% de la superficie afectada
3	26-50% de la superficie afectada
4	51-75% de la superficie afectada
5	Más de 75% de la superficie afectada

IX.- RESULTADOS Y DISCUSION

9.1 Condiciones ambientales de las cabinas de exposición

El registro en la preexposición para la calibración y estabilización de las condiciones ambientales arrojó para la cabina con el generador de ozono (**A**) una humedad promedio de 37 (**Figura 25**), temperatura de 20 (**Figura 24**), intensidad lumínica promedio de 15 luxes en oscuridad y 320 luxes en el día con lámparas encendidas (**Figura 26**) y concentración de ozono en ppb 118 (**Figura 27**), mientras que en la cabina **B** (sin exposición) se obtuvo una humedad de 22 (**Figura 25**), una temperatura de 20 (**figura 24**), intensidad lumínica en un rango de 35 luxes en oscuridad y en día a 120 unidades lux (**Figura 26**) y una concentración de ozono de 90 ppb (**Figura 27**).

Con respecto a las temperaturas (**Figura 24**) se determinó el comportamiento diurno, de las 6:00 am a las 10:00 hrs en la cabina testigo (A) se mantuvo estable en 21 °C de las 6:10 am se mantuvo hasta las 10:40 am, luego aumento hasta 21 hasta cerrar el ciclo a las 18:00 pm con 23°C. En La cabina tratamiento (B) tuvo un comportamiento multietapas, de las 18 a 20:00 h la temperatura paso de 23°C a 22°C; manteniéndose hasta las 23:00 y de ahí disminuyó a los 21°C. El Comportamiento se replicó con un grado menos hasta las 4:00 am bajando nuevamente un grado (20°C), cayendo a los 19°C por lapso de tres horas. entre 20 y 21 °C. Pese a que las cámaras están en el mismo sitio, mostraron diferencia en el comportamiento diario en la temperatura, posiblemente se requiere de un revestimiento para homologar el comportamiento.

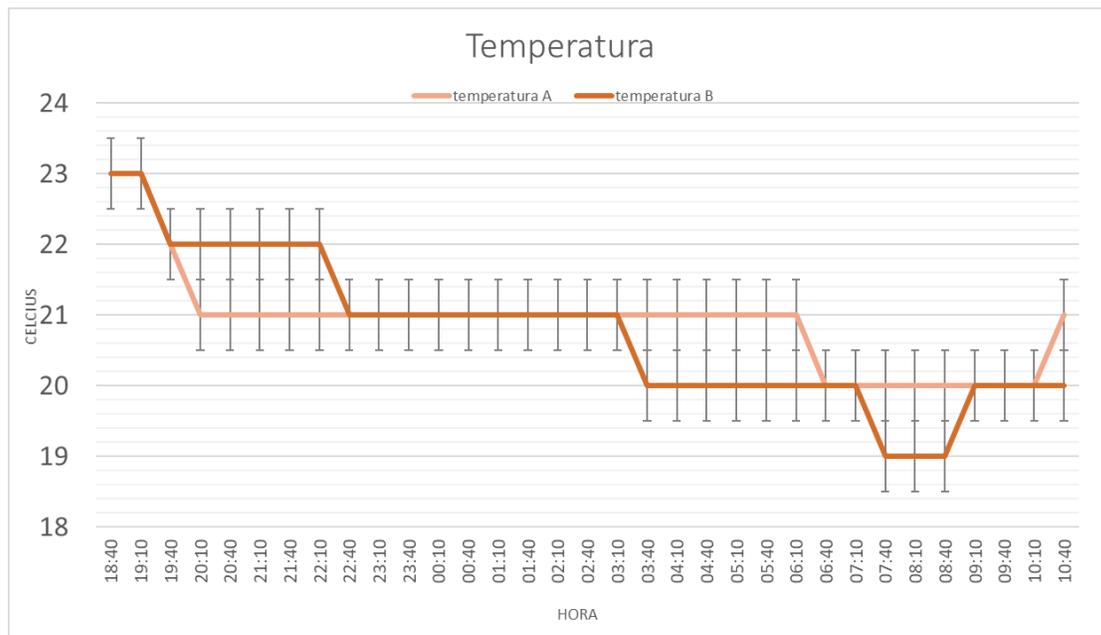


Figura 24. Temperatura en ambas cabinas sin plantas y sin generador de ozono.

Con respecto a la humedad relativa se determinó que, en 24 h, la cabina A mostro tres etapas de humedad, paso de 30% a las 18:00 hrs a 40% a las 24 hrs y desde ahí hasta 6:40 am. Hay una caída a las 35% hasta los 45% a partir de las 8:00 am y 10:00 am. La cabina B mostro más uniformidad en los registros de HR, hay poca diferencia entre el 20 y 25% de humedad (**figura 25**); los “brincos” podrían deberse a la estática electrónica generada entre los cables.

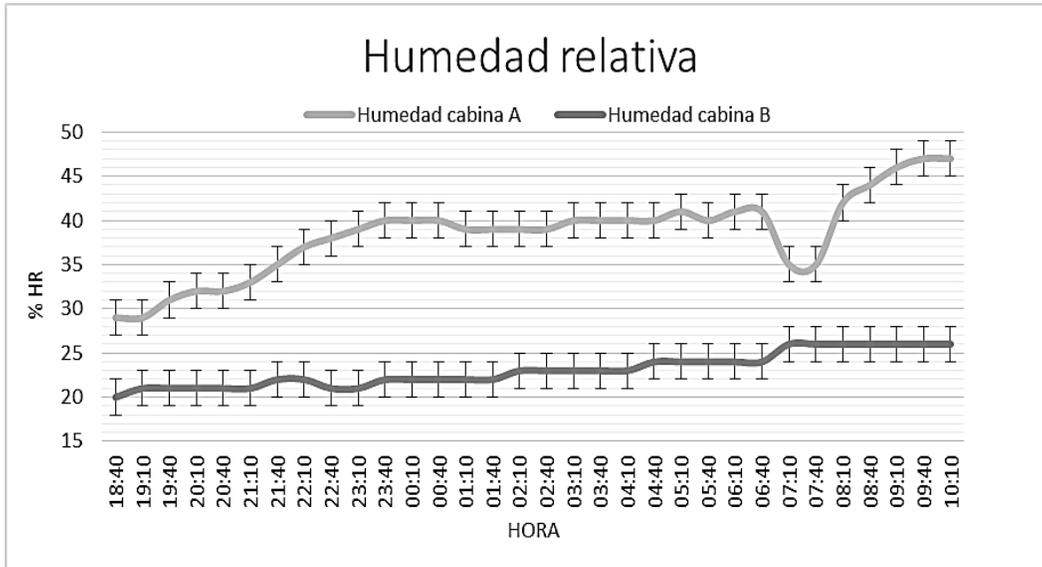


Figura 25. Humedad relativa en ambas cabinas sin plantas.

La intensidad lumínica en una marcha de 24 hrs se mantuvo por debajo de los 40 lx desde 18:00 horas hasta las 6:40 am, después se incrementó en ambas cabinas; la A llego a los 320 lx y la cabina B oscilo su registro entre los 120 y 130 lx (Figura 26). No se descarta la estática como un factor de alteración en los registros.

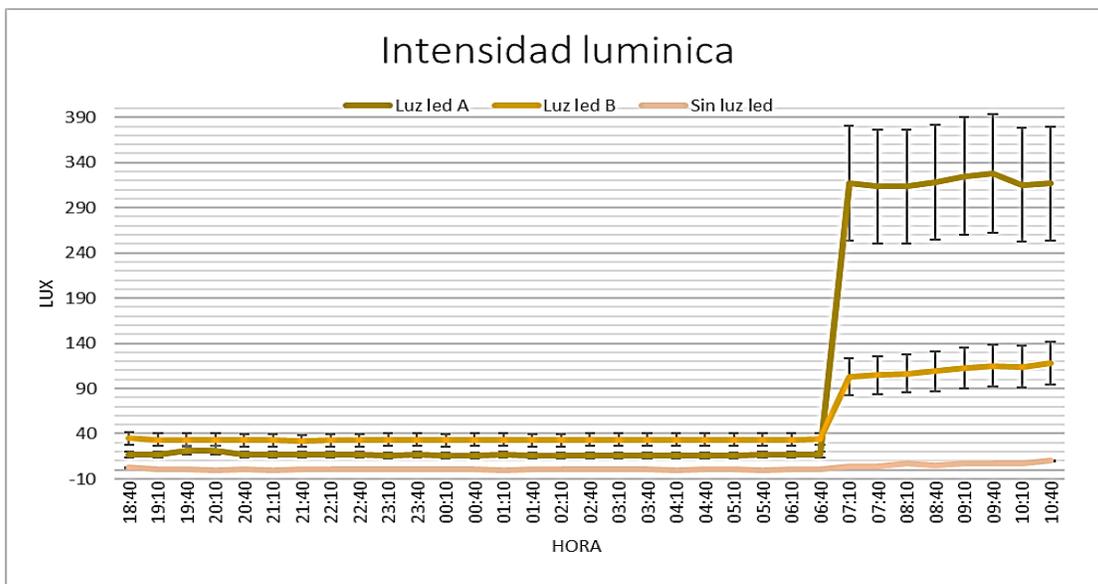


Figura 26. Intensidad luminica en ambas cabinas sin plantas.

La variación en la concentración de ozono en el aire de las cabinas (**Figura 27**) que evidente entre los registros de la cabina B en donde oscilaron entre 90 y 100 ppb, no así para la cabina A (testigo) cuyos registros oscilaron entre los 115 ppb y 130 ppb, un pico a las 8:10 hrs que llegó a los 160 ppb, el cual se considera como una estática de registro, conexión entre el sensor y el Arduino.

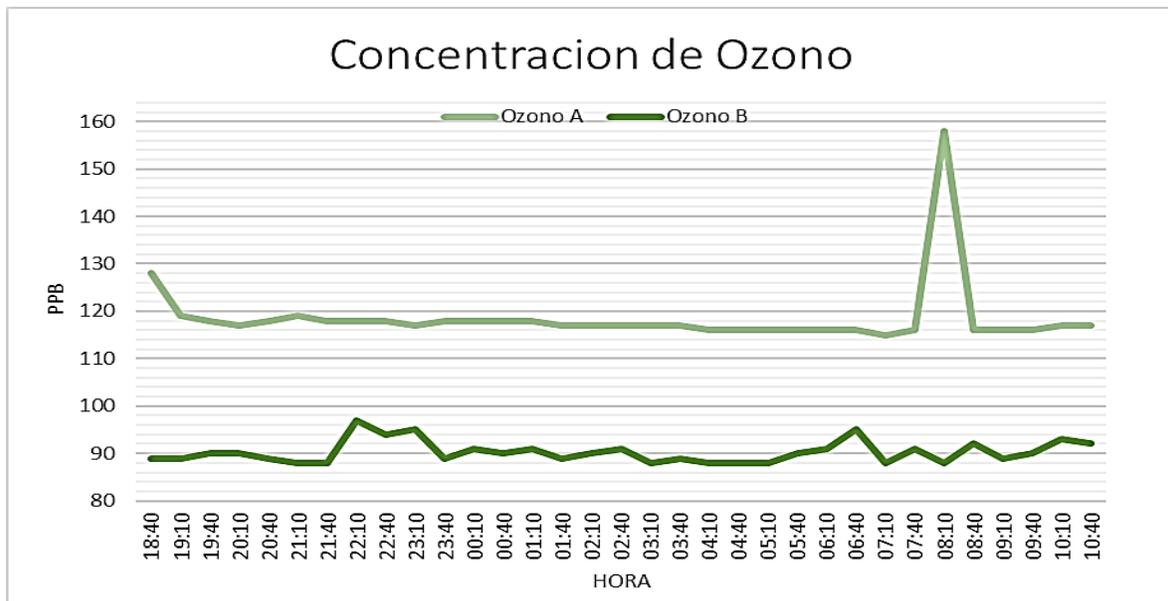


Figura 27. Concentración de ozono en ambas cabinas cabinas sin plantas.

9.2 Aclimatación de *Fraxinus uhdei* y *Pinus greggii* en cabinas de exposición.

Durante un mes se aclimataron las cabinas de exposición con ocho árboles (cuatro pinos y fresnos) por cabina, los registros de temperatura y humedad se resguardaron en una memoria microSD de ambas cabinas. Los patrones de 24 hrs son similares a los obtenidos para la etapa de cabinas, el registro de la temperatura mostró un promedio de 22°C (**Figura 28**), en cambio la humedad relativa se mantuvo en el 40% (**Figura 29**) que es mayor a la registrada sin plantas, se le atribuye a la transpiración de las plantas de pino y fresno (Sánchez-Díaz y Aguirreolea, 2008).

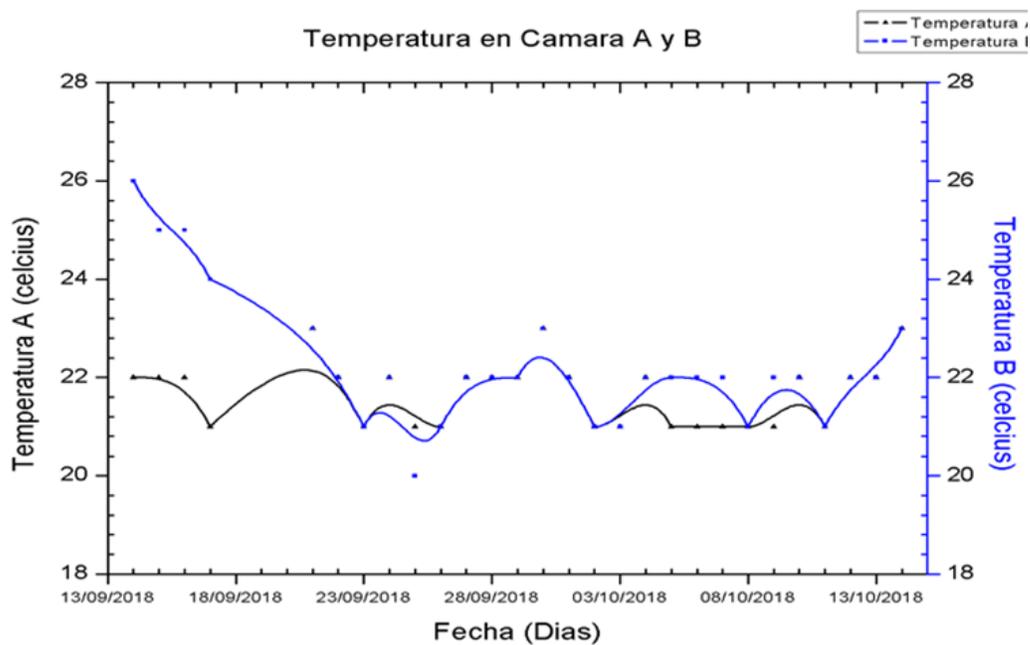


Figura 28. Registros de temperatura en ambas cabinas para la aclimatación de *Pinus greggii* y *Fraxinus uhdei*

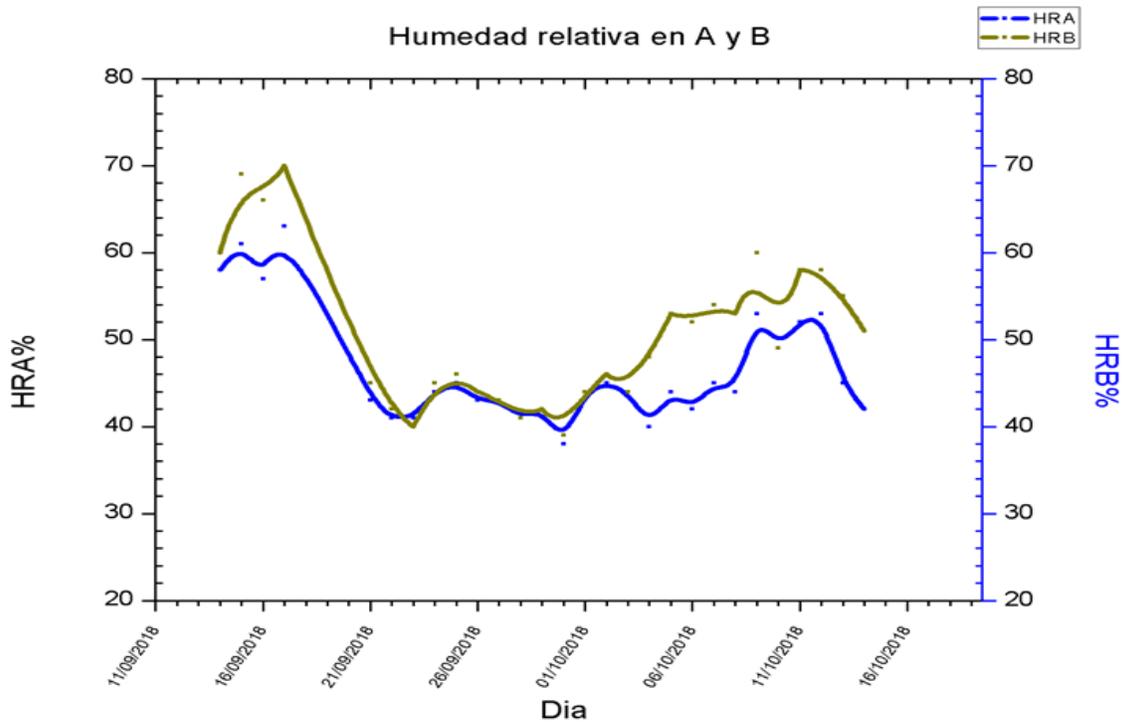


Figura 29. Registros de Huedmad relativa en ambas cabinas para la aclimatación de *Pinus greggii* y *Fraxnus uhdei*.

También se observa la influencia de la temperatura y la humedad relativa en los brinzales, con el aumento de la temperatura aumenta o disminuye la transpiración y con ello aumenta la humedad relativa en las cabinas.

Los registros en cuanto a temperatura se asemejan a los obtenidos por Katagiri *et al.* en el 2015 donde en su cámara simple de crecimiento de plantas (Homemade Plant Growth Chamber) presenta temperaturas de 22.2°C, (**Figura 30**), si bien utilizan otro tipo de materiales para la construcción de la cámara y cuentan con un sistema de circulación de aire en ambas se equilibran la temperatura con el sitio donde fueron montadas, en cambio la humedad relativa que en su caso fue humedad relativa de 75% con una desviación de 15%.

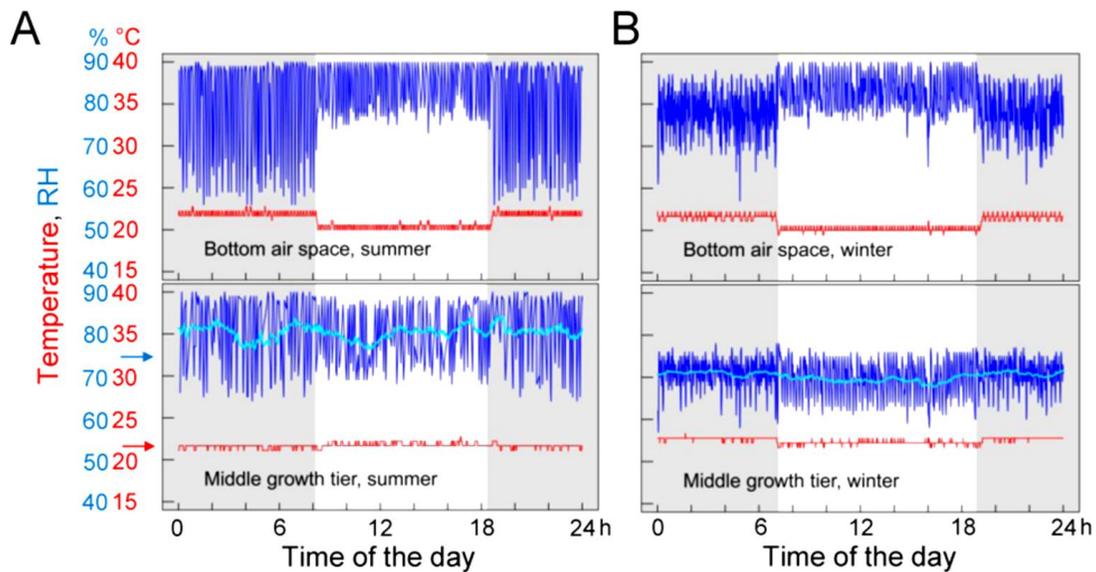


Figura 30. Temperatura y Humedad relativa A) verano y B) invierno en cámaras de exposición simple, Katagiri et al. 2015.

La humedad relativa en caracterización de las cabinas se comportó de manera acumulativa aumentando con el transcurso del tiempo (**Figura 25**), esto se debe a que las cabinas se mantuvieron cerradas en el lapso del registro, la humedad relativa es menor en las cabinas de acrílico que en cámara de Katagiri *et al.* (2015) ya que el investigador hizo el registro con plantas.

La absorción de agua es fundamental para el correcto funcionamiento de la planta. La transpiración crea tensión, lo que lleva a un proceso de estira y afloja que impulsa un flujo continuo de moléculas de agua desde las raíces hasta las hojas.

Aunque la mayor parte del intercambio de gases se produce a través de las estomas cuando están abiertos, Boyer (2015) reportó que la cutícula controla la tasa de transpiración cuando los estomas se cierran o colapsan. La aclimatación de las plantas es crucial ya que de ella depende el funcionamiento del sistema vascular y viceversa, estudios han sugerido que la anatomía vascular es importante en el potencial de aclimatación de las plantas.

Los factores ambientales pueden influir en los niveles hormonales y el transporte, la sequía reduce el transporte de citoquininas desde la raíz hasta el brote, pero aumenta el transporte de un precursor del etileno, también la conductancia hidráulica puede alterarse cuando factores ambientales como con temperaturas extremas y sequias, creando un nivel insostenible de tensión en el xilema, lo que lleva a un proceso llamado cavitación que conduce a la separación del aire del agua y da como resultado una burbuja de gas que bloquea el flujo e impide el movimiento del agua (Qaderi *et al.*, 2019).

Se determinó en una corrida de 16 hrs la oscilación de todos los parámetros que podrían potencializar el daño de los contaminantes en las hojas, destacando lo siguiente:

- La temperatura disminuye en la noche y aumenta de un grado a dos por la mañana/tarde, acelera la demanda de agua para compensar la fotosíntesis.
- La cabina en su espacio alcanza un equilibrio térmico con el ambiente que le rodea, así que la temperatura para el estudio entre las cabinas no tiene variaciones significativas en el registro.
- La humedad de la transpiración y del aire circulante suele acumularse cuando las cabinas están cerradas, en el diseño las puertas de las cabinas (A y B) no tuvieron incidencia de aire, independientemente del entorno térmico.
- La concentración de ozono fue mayor en la cabina (A) debido a que el generador de ozono estaba dentro de ella, no así para la cabina (B), la cual mantuvo una concentración similar a la concentración externa de la cabina.
- Los sensores de luz resultaron ser muy sensibles a las fuentes de luz (blanca, cálida y LED) por ello se colocaron a una distancia prudente durante el transcurso de experimento, por ello la lectura de la intensidad lumínica varió.

9.3 Exposición a Ozono

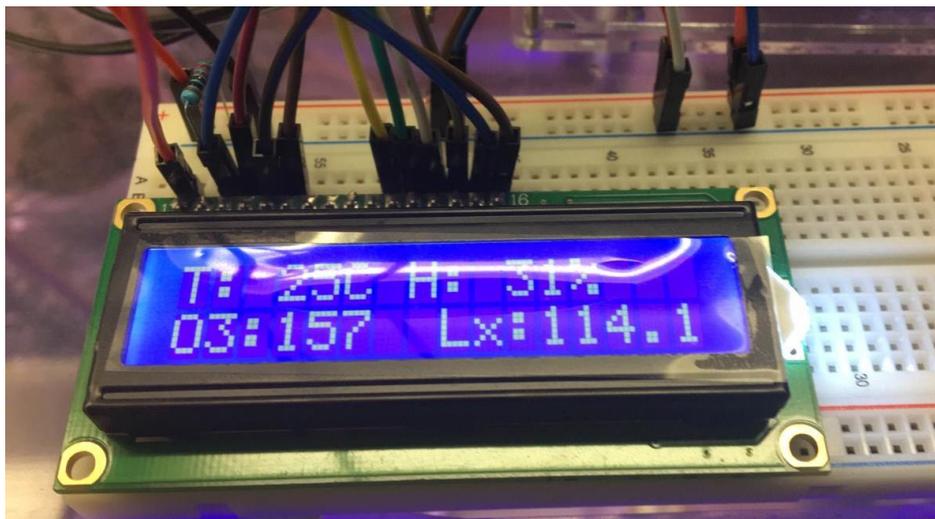


Figura 31. Pantalla LCD con lecturas en tiempo real de parámetros ambientales en la exposición a Ozono.

Se registró una concentración en la cabina de exposición (ozono CE) de 86 ppb con una desviación estándar de 16 ppb, en la cabina sin generador de ozono (SE) se obtuvo una media de 33 ppb con una desviación estándar de 7 ppb (Figura 31). La exposición en las cabinas fue similar a las registradas para la ciudad de México de 31 ppb la mínima y un promedio de concentraciones máximas diarias de 76 ppb para el 2017. Comparativamente en 2013 estos valores fueron 29 y 75 ppb, y en 2016 de 30 y 76 ppb (SEDEMA, 2018).

La Humedad relativa (HR) de 41% (máximo de 97% y un mínimo de 9%), con una HR de 28% con un máximo de 98% y una mínima de 7 % (**figura 32**) y una sensación térmica media de 25°C con un máximo de 29°C y mínimo de 20°C de 25°C con mínimos de 22°C y máxima de 28°C (**Figura 33 y 34**).

Al final de la exposición de seis semanas a ozono los árboles de Pino y Fresno de la cabina de exposición presentaban moteado café-amarillo-blanco, unos llegando a la decoloración total de las hojas. Lo más crítico presento marchitamiento de hojas y después senescencia. En los pinos se observó un bronceado en la punta de las acículas similar a lo descrito por Skelly *et al.* (1987) en respuesta a una lesión crónica a exposiciones a largo plazo y baja concentración.

En la cabina Testigo (**sin exponer**) los Fresnos mantuvieron su color verde y no tuvieron, decoloración, ni marchitamiento o bien, caída de hojas: En contraste con lo observado en los Pinos, después de la cuarta semana se marchitaron, pudiendo deberse a que la puerta de la cabina se cambió en la dirección a la puerta acceso al laboratorio y con ello produciendo un aumento en la corriente de aire, sacando el vapor de agua del aire de la cabina, y de ahí una menor HR.

La humedad relativa como un requerimiento ecológico que registraron Arteaga y Etchevers (1988), para *Pinus radiata* era del 40%, pudiendo oscilar entre 60% y 70%. La HR donde se desarrollan los árboles de *Pinus greggii* en condiciones ambientales de invernadero, están entre 32%, con temperaturas de 17°C; pero al aire libre aumentan ambos 44% y 24°C, respectivamente.

Según PROMIX (2021) la humedad puede ser el factor ambiental más difícil de controlar en los invernaderos, incluyendo el equipo de control ambiental más sofisticado no puede controlar el nivel de humedad en los invernaderos. La HR alta y baja contribuyen directamente a enfermedades foliares y radiculares, secado lento del sustrato, estrés de las plantas, pérdida de calidad, pérdida de rendimiento, marchitamiento. A mayor temperatura, hay una mayor velocidad de las reacciones bioquímicas, tales como: fotosíntesis, respiración, transpiración, absorción de agua.

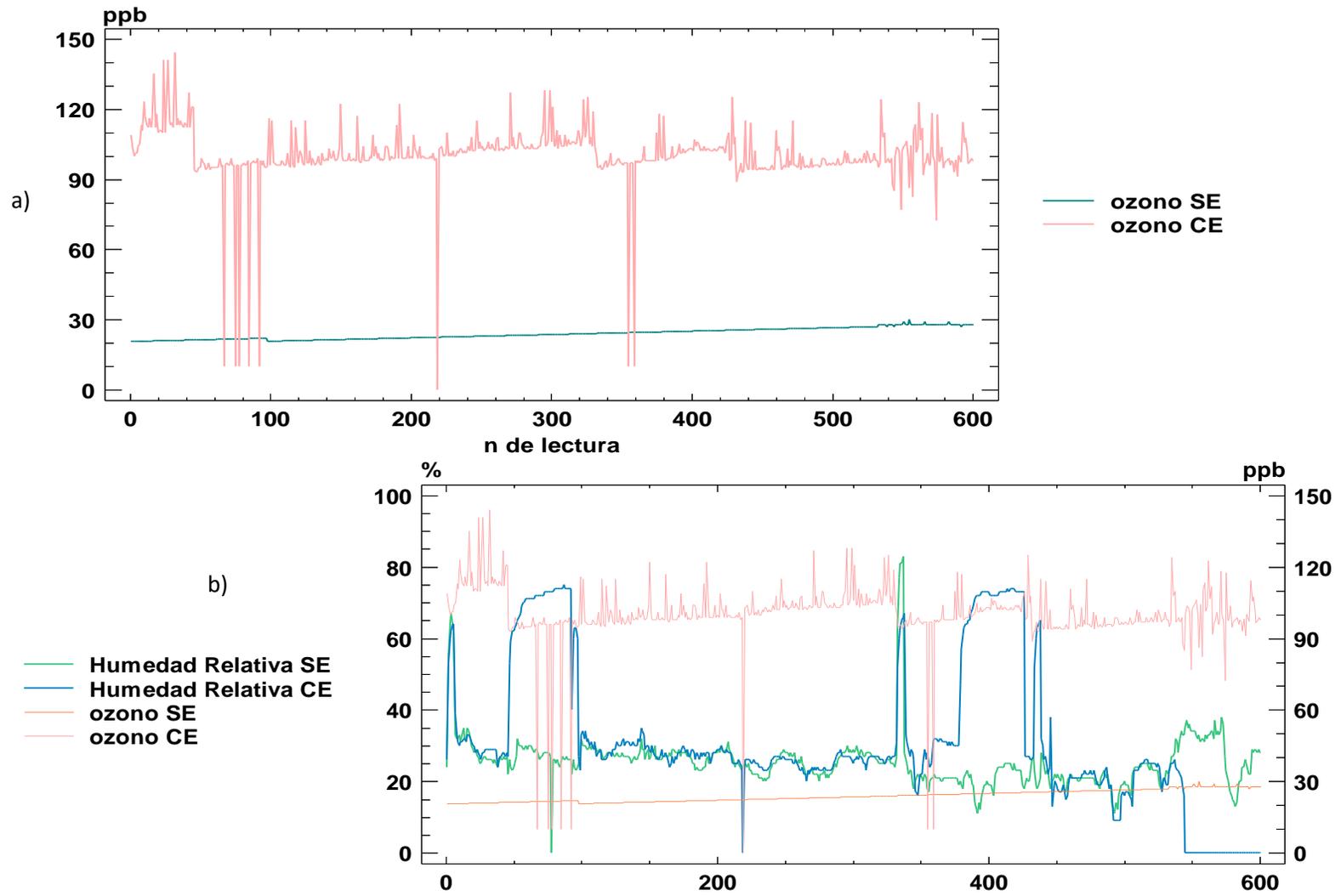


Figura 32. Registros de ozono a) y humedad relativa b) en cabinas de exposición.

Al aumentar la temperatura ambiental, también aumenta la eficiencia en la utilización del CO₂, con el límite no mayor a 40°C, a partir del cual podría ocurrir el cierre de estomas. A 14°C la fotosíntesis es lenta y no afecta sensiblemente al aumento de la concentración de CO₂, en cambio, al aumentar la temperatura de 20 a 30°C se obtiene una respuesta marcada (Sierra, 2005).

Hopkins y Huner (2008) reportaron que, a temperaturas cálidas, la HR en los espacios intercelulares de una hoja disminuye y la tasa de transpiración aumenta, desencadenando el cierre de estomas, en consecuencia, se corta el acceso de los cloroplastos al suministro atmosférico de dióxido de carbono. Este efecto directo en la actividad fotosintética de los cloroplastos disminuyendo la demanda de CO₂ y el nivel de CO₂ en la hoja, permanece relativamente alto. Que en algunos casos llega a causar una mala función del fotosistema II.

Cualquier reducción o aumento en el agua contenida en la atmósfera crea un gradiente para que el agua se mueva de las hojas a la atmósfera y viceversa. La temperatura también influye considerablemente sobre la magnitud de la fuerza motriz para el movimiento del agua fuera de la planta, esta relación temperatura y humedad se puede observar en los registros de la **figura 33 y 34**.

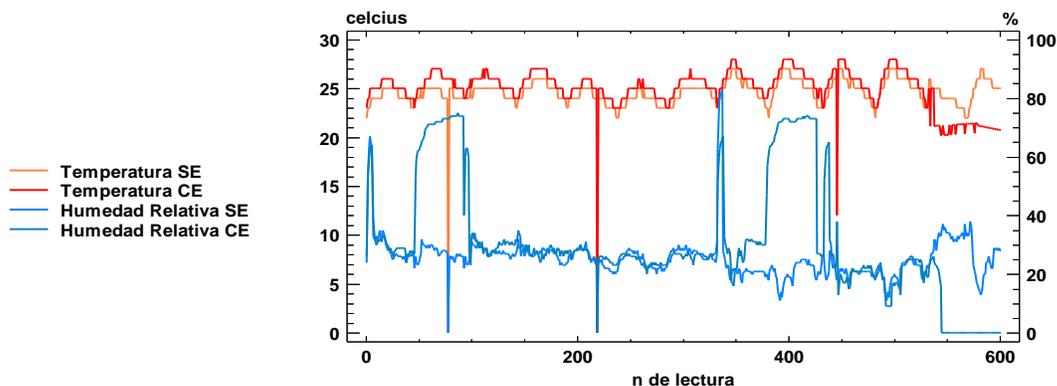


Figura 33. Registros de temperatura y humedad relativa en la exposición a ozono.

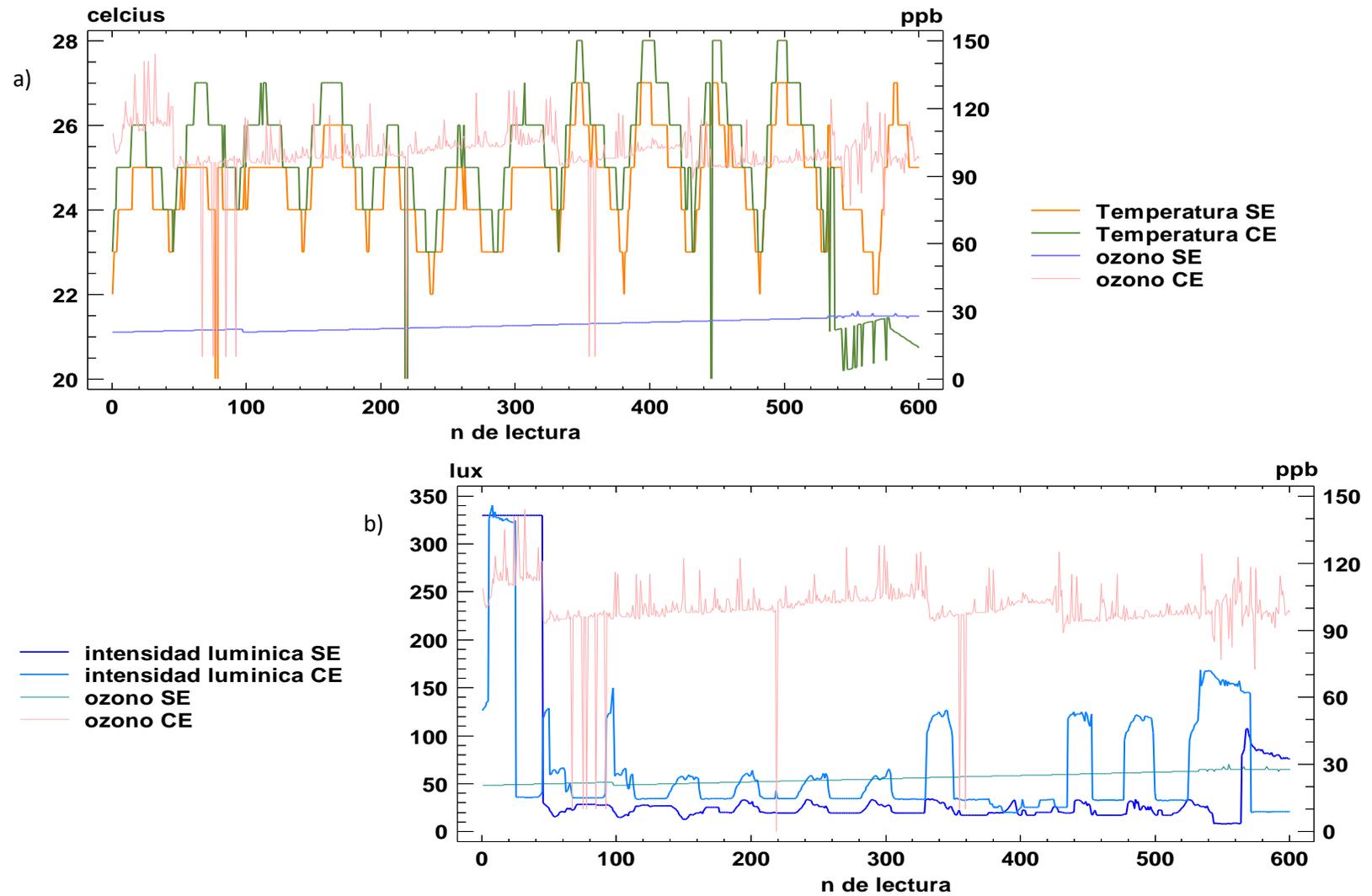


Figura 34. Registros de temperatura a) e intensidad lumínica, b) para la exposición a ozono.

El aumento en la tasa de transpiración debida al aumento de la temperatura da como resultado que la humedad relativa aumente, este fenómeno natural coincide con lo registrado por el sensor de temperatura y humedad para las cabinas de exposición figura 30, donde se observa que hay coincidencia en las crestas de ambos parámetros. No se muestra coincidencia en las crestas de la HR y eso podría deberse al flujo de aire provocado por el cierre y apertura de puertas de las cabinas, al realizar el riego. Al cierre completo de la cabina se registró un aumento de la HR hasta del 90%.

La luz es uno de los factores más importantes para la fotosíntesis de las plantas. Básicamente, proporciona a las plantas la energía y la señal necesarias que estimulan su crecimiento y desarrollo (Xu *et al.*, 2018). La intensidad lumínica mantuvo un ciclo diurno y nocturno de 12 horas luz y 12 horas de oscuridad, el promedio de la intensidad lumínica para la cabina control en el día fue de 45 unidades lux y la misma cabina en la noche es de 29 unidades lux, mientras que en la cabina problema en el día hubo un registro de 89 unidades lux y en la noche de 62 lux. (**figura 34**).

En el 2015 Katagiri *et al.* en su cámara de crecimiento pone luces fluorescentes emitiendo una radiación promedio de 140-250 $\mu\text{moles}/\text{m}^2/\text{sec}$, para medir el espectro de la luz utilizaron el Blue-Wave VIS-50 Spectrometer. Mientras que Morgan *et al.* en 1983 con focos de Haluro Metálico cultivo *Pinus radiata* a 700 $\mu\text{moles}/\text{m}^2/\text{sec}$. Teniendo un registro mayor de luz comparado con la intensidad lumínica en las cabinas.

La intensidad lumínica en la etapa de caracterización de las condiciones en las cabinas se mantuvo por debajo de los 40 lx desde 18:00 hasta las 6:40 am (en 12 horas de oscuridad) esto coincide con la fase exposición, en el día oscilaron su registro entre los 120 y 130 lx. Que es una cantidad de intensidad lumínica en luxes mayor, la estática la tomamos al principio como un factor, pero en marcha con el experimento, se observó también más

factores que pueden influir en la lectura del sensor de luz, el voltaje del cargador y la resistencia, si bien la ubicación y distancia del fotoled del sensor es muy importante, ya que la posición del sensor hacia la luz fue el determinante por el cual se cree que no salieran lecturas iguales para ambas cámaras.

9.4 Exposición a dióxido de azufre

Entre los distintos contaminantes que se presentan generalmente en el aire ambiente, el dióxido de azufre (SO_2) es el que tiene mayor importancia debido a la gran toxicidad que tiene para la vegetación, los daños agudos por SO_2 se producen como consecuencia de exposiciones cortas a concentraciones elevadas (Ayuntamiento de Madrid, 2020).

En la cabina sin exposición a SO_2 , se obtuvo una concentración media de 10.99 ppb con una desviación estándar de 4.4 ppb (**figura 35a**), una sensación térmica promedio de 23°C con un máximo de 25°C y un mínimo de 22°C (figura 32a), y una humedad relativa en promedio de 64% con máximos de 84 y mínima de 14% (**figura 35b**).

Se registro una media en la concentración de SO_2 de 320 ppb, con una desviación estándar de 81 ppb (**Figura 35**), a una temperatura promedio de 23°C y con un máximo de 25°C y un mínimo de 22°C (**figura 35a**). La HR promedio fue de 78%, con máximos de 99% y mínima de 14% (**figura 35b**), y la intensidad lumínica máxima fue de 110 luxes y la mínima de 25 luxes (**figura 36**).

La concentración del SO_2 aplicado en la cabina supero la concentración promedio registrada en la CDMX, que fue de 4.7 ppb, 5.9 ppb y de 4.6 ppb, es por ello las plantas expuestas exhibieron lesiones como; decoloración, marchitamiento de hojas, abscisión o muerte en menos de 24 horas.

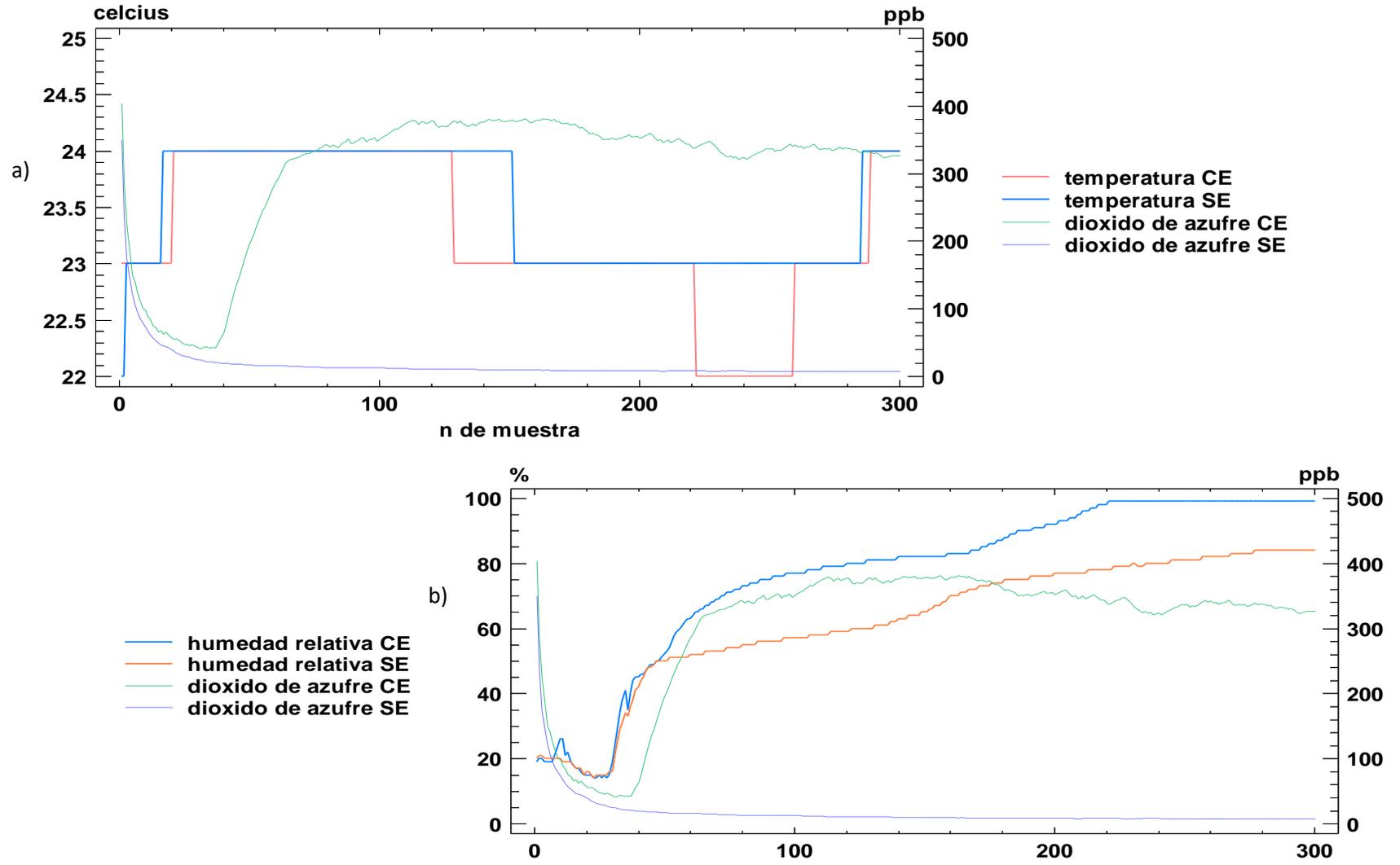


Figura 35. Registros de temperatura a) y humedad relativa b) para SO₂ en cabinas de exposición.

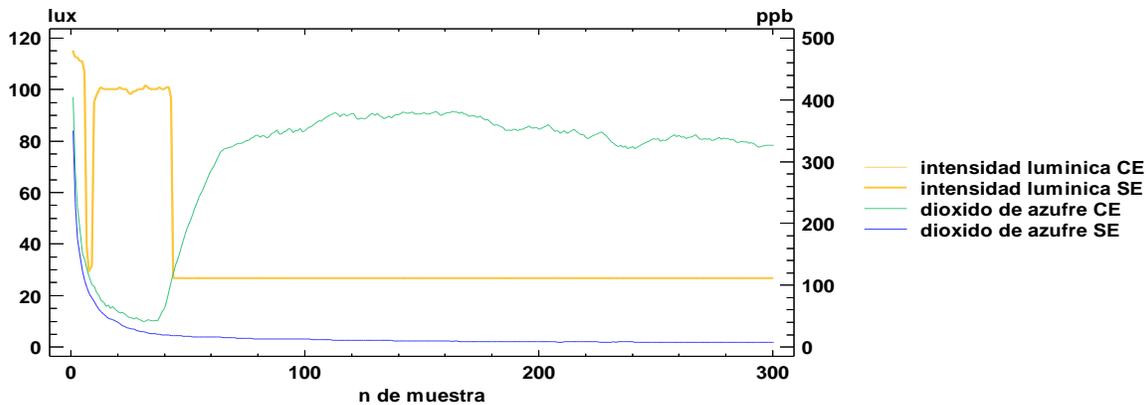


Figura 36. Registro de intensidad luminica durante exposicion a dióxido de azufre.

Los efectos en la fotosíntesis aumentan rápidamente en las primeras 2h de exposición (Bennett y Hill. 1973, Matsuoka, 1978 y Black y Unsworth, 1979) para después nivelarse. Y esto descarta que el tiempo sea un factor ya que la respuesta aumenta con la concentración no con el tiempo. Entonces a corto plazo cualquier dosis provocara una mayor respuesta si esta dosis es una concentración alta, aunque sea en un periodo corto de tiempo que, en una concentración más baja, aunque sea un periodo más largo (Darrall *et al.*, 1989).

En la **figura 36**, se observa que la reacción para alumbre de cromo III va incrementando el SO_2 en la cabina, este incremento potencializa el daño en los árboles por ser una exposición corta con aumento de concentración y no habría una estabilización como la que menciona Darrall *et al.*, en 1989. Saturando el proceso de desintoxicación de la planta llevándola a la muerte en menos de 24 horas.

Diversos estudios que han expuesto plantas a concentraciones altas, con lapsos de tiempo cortos (Renwick y Potter 1981) como 2 ppm SO_2 5h/día por tres días, probaron el aumento de la emisión de terpenos volátiles del follaje, por el resultado de la reacción fisiológica de las coníferas al SO_2 .



Figura 37. Hojas de Pino y Fresno durante exposicion a SO_2 , a) al inicio de la exposición, b) 6 horas de exposición, c) 12 horas de la exposición, d) 24 horas de la exposición.

El pino escocés también mostró un aumento similar en las emisiones de ocho terpenos. otro estudio (Farrar, Relton y Rutter, 1977) donde fumigaron SO_2 en cámaras externas con 5 a $150 \mu\text{g SO}_2 \text{ m}^{-3}$ (5 ppm), produciendo elongación en las hojas y redujo el crecimiento del tronco.

9.5 Clorofila total en hojas dañadas

La relación entre unidades SPAD y concentración de clorofila total se realizó a través de la ecuación exponencial propuesta por Markwell et al (1995), también se obtuvo a través de las ecuaciones propuestas por Parry el índice de contenido de clorofila.

La calibración entre unidades de concentración de clorofila total y los valores SPAD arrojaron las siguientes ecuaciones para:

$$Pinus\ greggii\ y = 2.6298x + 37.717\ \text{Figura 38}$$

$$Fraxinus\ uhdei\ y = 7.4489x^{0.7971}\ \text{Figura 39}$$

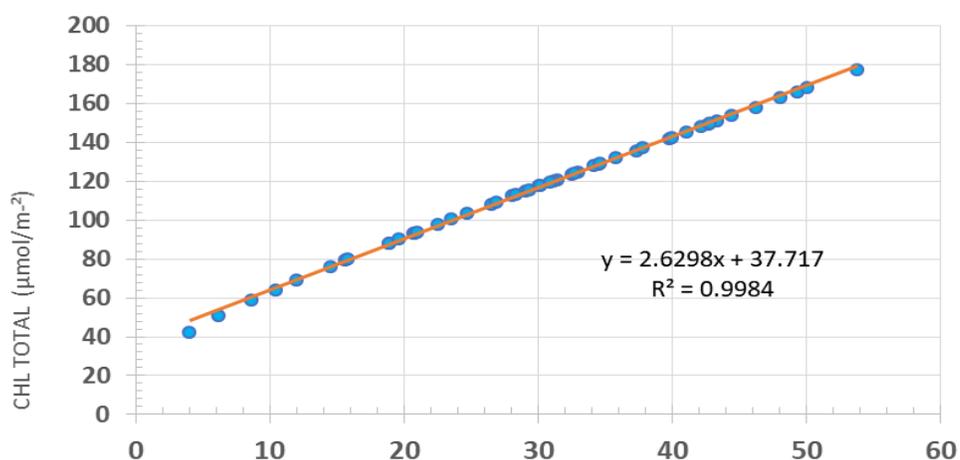


Figura 38. Correlación del registro en unidades SPAD y la clorofila total en *Pinus greggii*.

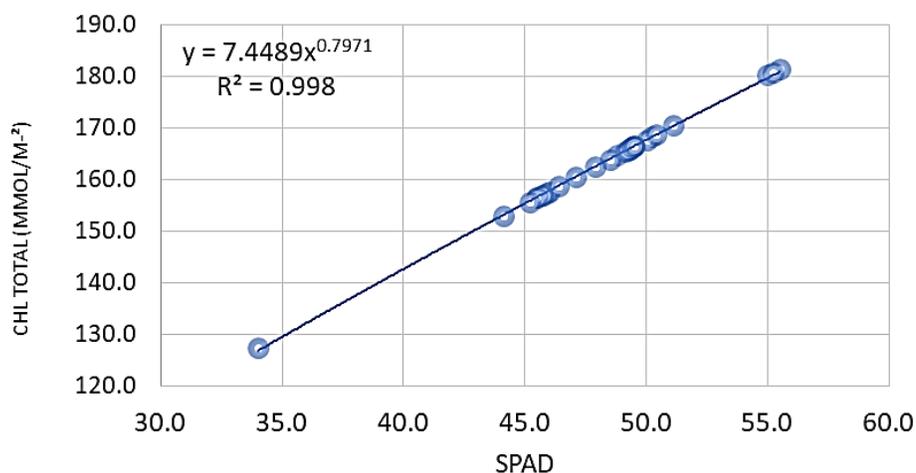


Figura 39. Correlación del registro en unidades SPAD y la clorofila total en *Fraxinus uhdei*.

El contenido de clorofila total registrado en el Pino, *oscilo entre 0 a 50* unidades SPAD determinada directamente con medidor automático de clorofila total, y su equivalente en unidades de medición del sistema internacional fue de 120 a 180 $\mu\text{mol}/\text{m}^2$. A través la relación entre unidades SPAD vs concentración de clorofila registrada espectrofotométricamente se obtendría la concentración. Pero no cubrió en su totalidad el rango registrado en unidades SPAD, por lo que fue necesario utilizar la ecuación de la ley de Lamber & Beer propuesta por Markwell et (1995) para la conversión de unidades SPAD a micro moles metro cuadrado (**Figura 38 y 39**).

Con respecto a la exposición se determinó que la clorofila para *Pinus greggii* que varió de los 100 al 130 $\mu\text{mol}/\text{m}^2$ durante las seis semanas de exposición. El promedio de la clorofila total fue de 110.88 $\mu\text{mol}/\text{m}^2$ que en comparación a las sin exposición fue de 120.39 $\mu\text{mol}/\text{m}^2$ para *Fraxinus uhdei* sus lecturas de clorofila total variaron entre 118 a 161 $\mu\text{mol}/\text{m}^2$

a 31 ppb obtuvo una media en clorofila total de $155.38 \mu\text{mol}/\text{m}^2$ y a 86 ppb $137.78 \mu\text{mol}/\text{m}^2$ (figura 40 y 41).

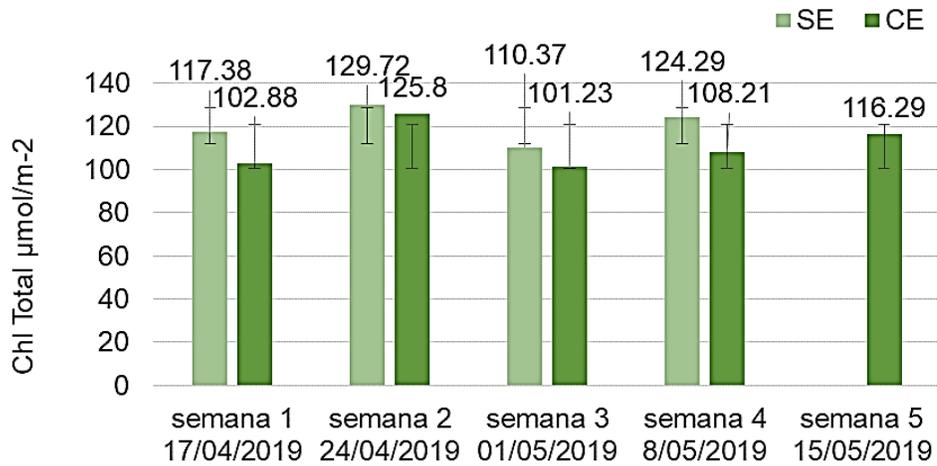


Figura 40. Clorofila total por semana en *Pinus greggii* para cabina sin exposición SE y con exposición a ozono CE.

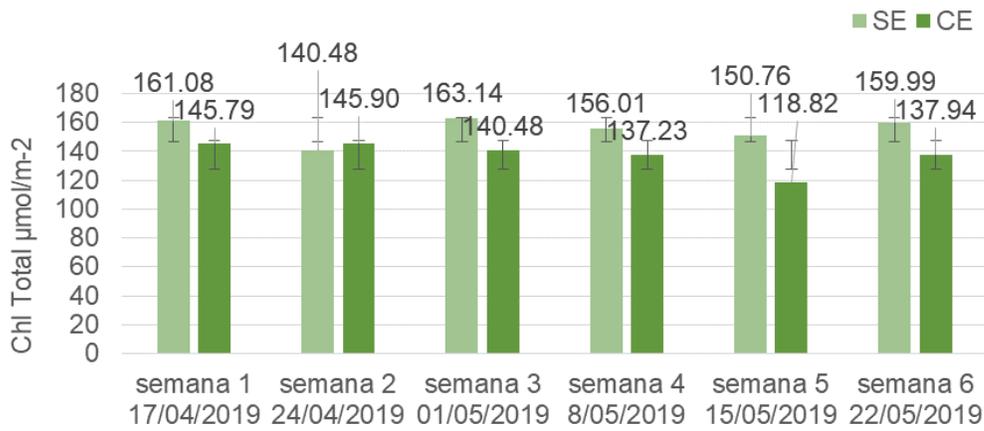


Figura 41. Clorofila total por semana en *Fraxinus uhdei* para cabina sin exposición SE y con exposición a ozono CE.

9.6 Daño y la relación de la concentración del O₃

La concentración de clorofila promedio de *Pinus greggii* a 31 ppb es 110.32 $\mu\text{mol}/\text{m}^{-2}$ y 118.87 a 86 ppb de ozono, respectivamente, aplicando un análisis de varianza se encontró diferencias significativas con un Valor-P de 0.0156. Al igual *Fraxinus uhdei* a 31 ppb obtuvo una media en clorofila total de 155.38 $\mu\text{mol}/\text{m}^{-2}$ y a 86 ppb 137.78 $\mu\text{mol}/\text{m}^{-2}$ con un Valor-P de 0.0000 comprobando que a mayor concentración hay una reducción en la clorofila total de las acículas de Pino y hojas de Fresno. Si bien la concentración es más significativa que el tiempo, el tiempo influye en la respuesta de la planta a la concentración sometida (Darrall *et al.* 1989).

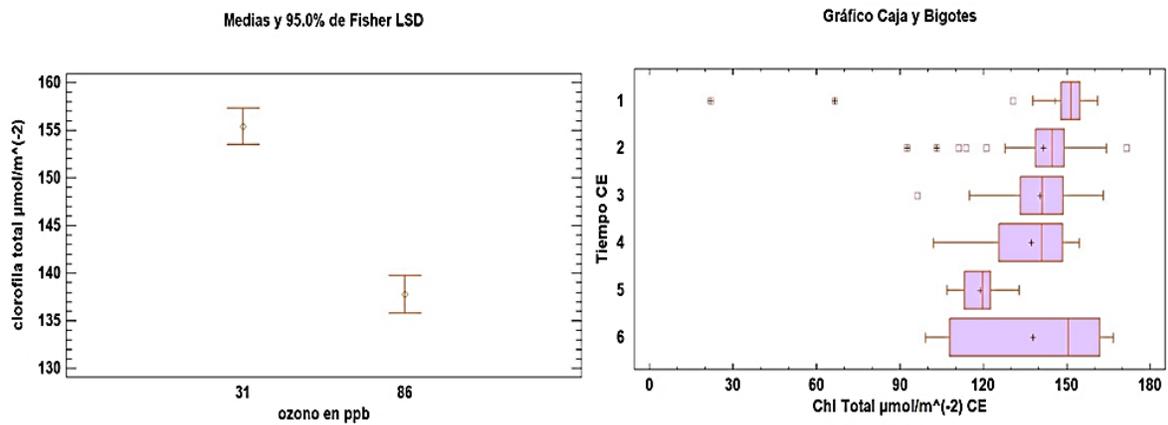


Figura 42. Diferencia de medias en la concentración de clorofila total para *Fraxinus uhdei* a) por concentración de ozono, b) por semana a un promedio de 86 ppb de ozono.

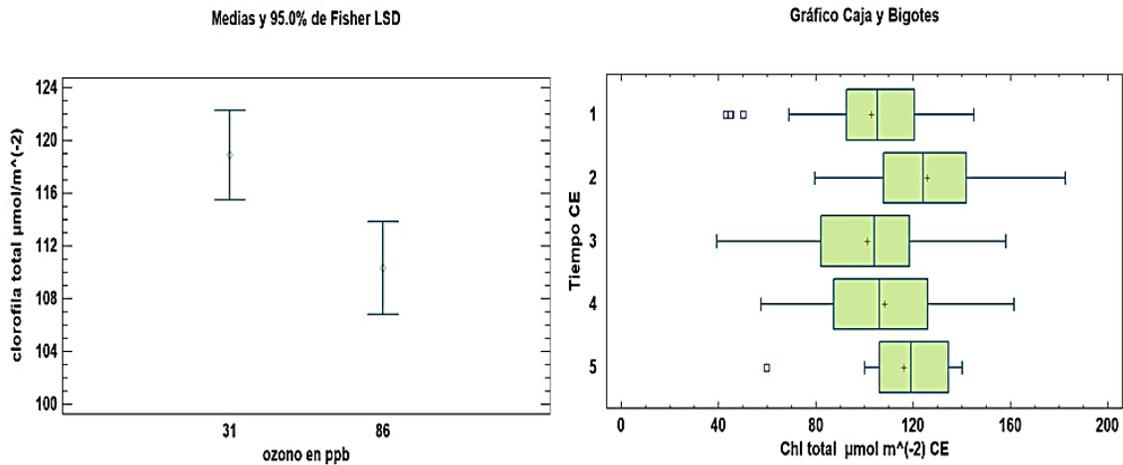


Figura 43. Diferencia de medias en la concentración de clorofila total para *Pinus greggii* a) por concentración de ozono, b) por semana a un promedio de 86 ppb de ozono.

Esto se aprecia en la **figura 42 y 43**, ya que la clorofila total muestra un aumento en la toma de la semana 2 después reduce en la semana 3 y vuelve a aumentar en las semanas 4 y 5. Las plantas responden a la aparición de una situación de estrés según un modelo secuencial donde existen cuatro fases: alarma, resistencia, agotamiento y pudiéndose dar la muerte de la planta o un nuevo óptimo fisiológico (Tadeo y Gomez-Cardenas, 2008).

Hernandez- Tejeda y de Bauer en 1984 compararon el contenido de clorofila de *Pinus hartwegii* de acículas expuestas, con acículas en cámaras con filtro en donde observaron que en las hojas afectadas por la contaminación la clorofila perdida fue de 31.8% en comparación con las hojas sanas.

En la fase alarma se da la activación de mecanismos de los que se dispone para hacer frente al estrés, como los mencionados por Hopkins y Hüner, 2008; Tadeo y Gómez-Cadenas, 2008 el estrés biótico y abiótico, donde la activación de los mecanismos defensivos o de respuesta conduce a la acomodación del metabolismo celular a las nuevas condiciones, la reparación de maquinaria celular dañada, con ello la disminución en la tasa fotosintética.

En este tipo de estrés fisicoquímico la planta absorbe a través de las estomas el O_3 y SO_2 como el proceso normal de intercambio de gases (Herbert et al. 1995) que en concentraciones estresantes reacciona con el peróxido de hidrógeno incrementando los oxi-radicales en los cloroplastos (Olsyk y Tingey, 1984).

En la desintoxicación de la planta, la cutícula suele ser donde se concentre el daño, ya que en el primer lugar de depósito es la superficie de la hoja. El camino de entrada del ozono a las hojas es a través de los estomas, aunque también puede ocurrir a través de la cutícula, que resulta parcialmente degradada (Gallegos, 2013).

La reducción de clorofila también indica una reducción en la actividad fotosintética, cierre estomático y aumento en la concentración de CO_2 intercelular acompañados de la alteración en el transporte de electrones del FSII, que están asociados con concentraciones de 0.08 ppm de O_3 , mientras que a exposiciones de 0.4 ppm no se han encontrado daños visuales o en contenido de clorofila (Saitanis et al., 2001).

Aunque generalmente un ambiente contaminado implica menor área foliar y la destrucción de pigmentos en otras especies como *Eucalyptus camaldulensis* y *Ficus benjamina* las concentraciones de clorofila fueron mayores cuando se someten a exposición de contaminantes (Seyyednejad y Koochak, 2011, Ramirez-Hernandez et al., 2018).

Cuadro 3. Nivel de daño utilizando la escala RED-ii en hojas de *Fraxinus uhdei* y de *Pinus greggii*.

	Semana				<i>Fraxinus uhdei</i>	<i>Pinus greggii</i>
1er semana					0	0
2da semana					1	0
3er semana					2	2
5ta semana					3	4
6ta semana					4	-

En la primera semana de exposición a ozono tanto pino como fresno no muestran daños visibles en las hojas y conservan el color verde con el que se inició la exposición. Pero a partir de la segunda semana las puntas de las hojas de fresno y las puntas de acículas en pino empezaron a tener un color amarillo/café.

En la tercera semana en fresno se puede observar una decoloración en la hoja, pequeños puntos amarillentos o cafés entre las nervaduras y las puntas bronceadas, para Pino se observa una decoloración a amarillo en el tallo y en la base de la acícula, así como también las puntas.

Cuarta y Quinta semana se incrementó la decoloración y el moteado clorótico, empezó a caer las hojas de los árboles. Para la sexta semana el ápice de los fresnos estaba completamente marchitado y las hojas que quedaban eran amarillas, en pino la mayoría estaban marchitados y los que aun tenían acículas, eran amarillas o blancas y se hicieron onduladas.

El moteado clorótico en las agujas de pino y otros síntomas de lesiones bien definidos en las especies de plantas indicadoras proporcionan una fuerte evidencia de áreas donde la contaminación del aire está ejerciendo efectos biológicos significativos sobre especies forestales sensibles (Fenn, de Bauer y Hernandez-Tejeda, 2002).

Lo descrito con anterioridad concuerda con los daños que se han observado en los árboles de los bosques dentro y en alrededores de las ciudades con alta contaminación de ozono, como *Pinus hartwegii*, *Pinus ponderosa*, *Abies religiosa* donde han descrito adelgazamiento de la corona, moteado clorótico, senescencia prematura, abscisión (de Bauer y Hernandez- Tejeda, 1986, Alvarado, 1989, Sanchez- Villanueva, 2018).

9.7 Daños por estrés ambiental

En la quinta semana de exposición a ozono se observó un marchitamiento en las acículas de *Pinus greggii* en la cabina sin exposición, las acículas perdieron su rigidez y su color verde, cambiando a un color pardo y bronceado (**figura 44**). Al final de la semana seis, ningún pino de la cabina sin exposición sobrevivió se observaban marchitados y al tacto estaban flácidos y húmedos.



Figura 44. Daño en arboles de la cabina control durante la exposición a ozono.

Los cambios registrados son el resultado de la deshidratación, causada por un desequilibrio entre la absorción de agua en las raíces y la pérdida de agua a través de la transpiración de las hojas, y los climas extremos locales. La primera línea de defensa contra la deshidratación de las plantas es el cierre de estomas, y dado que su conductancia y el transporte de agua están acoplados, los cambios en uno afectarán al otro, lo que provocará cambios en los procesos fotosintéticos.

X.- CONCLUSIONES

- Las dimensiones de las cabinas de exposición permiten un ingreso de hasta 10 plántulas de una altura máxima de 90 cm de alto a fin de realizar investigación micro climática, fisiológica, y daños por contaminantes.
- Acondicionar las cabinas para el registro de parámetros micro meteorológicos con tabletas, Arduino y sensores requiere de saber programación, estática, electroquímica y electromagnetismo para el diseño experimental.
- La combinación instrumentos analítica y las cámaras potencializan el conocimiento fisiológico de plantas sensibles y tolerantes a la contaminación del aire como el pino negro y el fresno mexicano.
- Determinar clorofila en las hojas dañadas por los gases contaminantes a través de técnicas convencionales puede arrojar error experimental por el decaimiento de la clorofila desde el momento que se hace la colecta de hojas, las cámaras experimentales y analizador de clorofila SPAD 502 plus minimizar el error experimental.
- Un vacío de información sobre la resistencia a contaminantes del aire de especies arbóreas endémicas podría obtenerse con las cabinas.
- El incremento en la concentración para la exposición de dióxido de azufre en la cabina con el paso del tiempo potencializa el daño en los árboles ya que se trata de una exposición corta con aumento de concentración y no se da tiempo para que el árbol pueda llegar a un nuevo óptimo, saturando el proceso de desintoxicación de la planta llevándola a la muerte en menos de 24 horas.
- Los daños producidos por Ozono en cabinas de exposición son idénticos a los que se describen en los bosques de la CDMX, en la exposición de dióxido de azufre

también se puede observar al final decoloración de las hojas, senescencia, deformación de la hoja y marchitamiento, pero es muy recomendable hacer más estudios con concentraciones menores para saber cuál es el proceso para llegar a la muerte del organismo.

XI.- BIBLIOGRAFIA

- Alvarado, R., D. (1989). Declinación y muerte del bosque de oyamel (*Abies religiosa*) en el Sur del Valle de México. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Fitopatología, Colegio de Postgraduados
- Anónimo (1998) Ficha técnica N° 2 de especies forestales estratégicas. Gaceta de la Red mexicana de germoplasma forestal, 1: 58-62. En Comisión nacional forestal. (2020). *Pinus greggii* Englem. Disponible en: <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/13/961Pinus%20greggii.pdf>
- Appleton, B. y Koci, J. (2000). Trees for Problems Landscape Sites. Virginia Tech Extension.
- Ashmore M., R. y Wilson R., B. (1994). Critical Levels for Air Pollutants in Europe. London: Department of the Environment.
- Ayuntamiento de Madrid (2020) Contaminación atmosférica efectos sobre las plantas. Consultado el 9 de octubre de 2020 en: <http://www.mambiente.munimadrid.es/opencms/calaire/ContAtmosferica/Contaminantes/Efectos/plantas.html>
- Barroso, A. (2015). Control y monitorización de un invernadero a través de una aplicación móvil. [Tesis de Maestría, Universidad Politécnica de Madrid] Archivo digital UPM <https://oa.upm.es/36945/>
- Batis, A., Alcocer, I., Gual, S., Sánchez C., y Vázquez- Yanez C. (1999). Árboles y Arbustos Nativos Potencialmente Valiosas para la Restauración Ecológica y la Reforestación. Instituto de Ecología UNAM - Conabio.
- Bennett, J. H., & Hill, A. C. (1973). Absorption of Gaseous Air Pollutants by a Standardized Plant Canopy. Journal of the Air Pollution Control Association, 23(3), 203-206. <https://doi.org/10.1080/00022470.1973.10469767>
- Bennett, J., Hill, A. C. & Gates, D. M. (1973) A Model for Gaseous Pollutant Sorption by Leaves. Journal of the Air Pollution Control Association, 23(11), 957-962
- Black, V. J. & Unsworth M. H. (1979) Effects of Low Concentrations of Sulphur Dioxide on Net Photosynthesis and Dark Respiration of *Vicia faba*. Journal of Experimental Botany. 30(116), 473-483 <https://www.jstor.org/stable/23688914>

- Boyer, J. S. (2015). Turgor and the transport of CO₂ and water across the cuticle (epidermis) of leaves. *Journal of Experimental Botany*, 66(9), 2625-2633. <https://doi.org/10.1093/jxb/erv065>
- Calva, G. (2012). *Dendroquímica en estudios ecológicos y ambientales*. Academia Española. Pp 176
- Chávez, L., Álvarez, A. y Ramírez, F. (2012). Apuntes Sobre Algunos Reguladores del Crecimiento Vegetal que Participan en la Respuesta de las Plantas Frente al Estrés Abiótico. Instituto Nacional de Ciencias Agrícolas. 33 (3) 47-56. Disponible en: <http://scielo.sld.cu/pdf/ctr/v33n3/ctr07312.pdf>
- Darley, E.F.(1960). Use of Plants for Air Pollution Monitoring. *Journal of the Air Pollution Control Association*
- Darrall, N. M. (1989), The effect of air pollutants on physiological processes in plants. *Plant, Cell and Environment* (12) 1-30. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.1989.tb01913.x>
- Davis, J., E., MacNab, W., K., Haenisch, E., L., McClellan, A., L., & O'Connor, P., R.(1975) *Manual de laboratorio para química: experimentos y teorías*. Editorial Reverte. Pp 139 y 140
- Eguiluz, T. (1982). Clima y distribución del género *Pinus* en México. *Rev. Ciencia Forestal*. 38 (7), pp 31-44
- Farjon, A. (2001). *World Checklist and Bibliography of Conifers*, 2nd ed. Royal Botanic Gardens.
- Farrar, J. F., Relton, J., & Rutter, A. J. (1977). Sulphur Dioxide and the Growth of *Pinus sylvestris*. *The Journal of Applied Ecology*, 14(3), 861. <https://doi.org/10.2307/2402817>
- Fenn M. E., de Bauer M. d L., Hernández-Tejeda T. (2002) *Urban Air Pollution And Forests Resources at Risk in the Mexico City Air Basin*. Springer-Verlag.
- Florentina, I., & Ion, B. (2011). The Effects of Air Pollutants on Vegetation and the Role of Vegetation in Reducing Atmospheric Pollution. En M. Khallaf (Ed.), *The Impact of Air Pollution on Health, Economy, Environment and Agricultural Sources*. InTech. <https://doi.org/10.5772/17660>
- Gallegos, G. (2013) *Diagnóstico De Salud De La Especie Fresno (Fraxinus uhdei) En Zonas Críticas Por Contaminación Atmosférica En La Zona Metropolitana De*

Guadalajara, Jalisco. [tesis de maestría, Universidad de Guadalajara]. Repositorio Institucional <http://repositorio.cucba.udg.mx:8080/xmlui/handle/123456789/5821>

- Garnier-Fernández, D., Lambert-Navarrete, B., Durán, A. y Arias, O. (2019). Sistema sensor inalámbrico para el estudio y control de la calidad del aire en interiores. *Revista Cubana de Química*, 31 (3), 440-451. Disponible en: <https://www.redalyc.org/journal/4435/443561090009/html/>
- Garrec, J.P. (2019) What is the impact of air pollutants on vegetation?. *Encyclopédie de l'environnement*. Recuperado de <https://www.encyclopedie-environnement.org/en/life/impact-air-pollutants-on-vegetation/>
- Gernandt, D. S. & Pérez- de la Rosa, J. A. (2013) Biodiversidad de Pinophyta (coníferas) en México. *Revista mexicana de Biodiversidad*.
- Gernandt, D. S., Geada, G., Ortiz, & Liston, A. (2005) Phylogeny and classification of *Pinus*. *Taxon* 54 (1) pp. 29-42
- Heck, W. W., Dunning, J. A. y Johnson, H. (1963) Design of a simple plant exposure chamber. National Service Center for Environmental Publications. Recuperado de <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/9101G5VY.PDF?Dockey=9101G5VY.PDF>
- Hernández-Tejeda, T. Y de Bauer, M. d. L. (1984) Evolución del daño por gases en *Pinos hartwegii* y *P. montezumae* var. *Lindleyi* en el Ajusco, D.F. *Agrociencia*. 56 pp. 183-194
- Hill, A.C. (1967). A Special Purpose Plant Environmental Chamber for Air Pollution Studies. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 17 (11). <https://doi.org/10.1080/00022470.1967.10469066>
- Hinsinger, D. D., Basak, J., Gaudeul, M., Cruaud, C., Bertolino, P., Frascaria-Lacoste, N., & Bousquet, J. (2013). The Phylogeny and Biogeographic History of Ashes (*Fraxinus*, *Oleaceae*) Highlight the Roles of Migration and Vicariance in the Diversification of Temperate Trees. *PLoS ONE*, 8(11), e80431. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0080431>
- Hogsett, W., Olszyk, D. y Ormrod, D. P. (1987) Air pollution Exposure Systems and Experimental Protocols Volume 1: A review and evaluation of Performance. United States: Environmental Protection Agency
- Holmes, J. A., Franklin, E. C., & Gould, R. A. (1915) Report of the Selby Smelter Commission. Department Of The Interior Bureau Of Mines. Recuperado de

https://digital.library.unt.edu/ark:/67531/metadc12308/m2/1/high_res_d/Bulletin0098.pdf

- Hopkins, W. G., & Hüner, N. P. A. (2008). Introduction to plant physiology (4th ed). John Wiley & Sons.
- Hüve, K., Dittrich, A., Kindermann, G., Slovik, S. & Heber, U. (1995) Detoxification of SO₂ in conifers differing in SO₂-tolerance. *Planta* 195 pp 578-585
- Jacobson, J. S. & Hill, A. C. (1970) Recognition of air pollution injury to vegetation: a pictorial atlas. Air Pollution Control Association
- Jauregui-Ostos, E. (1995). Algunas alteraciones de largo periodo del clima de la ciudad de México debidas a la urbanización. *Investigaciones Geográficas Boletín*, num, 31 Disponible en: <http://www.scielo.org.mx/pdf/igeo/n31/n31a1.pdf>
- Jauregui-Ostos, E. (2000). El clima de la Ciudad de México. Instituto de geografía, UNAM. Disponible en: <http://www.publicaciones.igg.unam.mx/index.php/ig/catalog/view/51/50/152-1>
- Katagiri, F., Canelon-Suarez, D., Griffin, K., Petersen, J., Meyer, R. K., Siegle, M., & Mase, K. (2015). Design and Construction of an Inexpensive Homemade Plant Growth Chamber. *PLOS ONE*, 10(5), e0126826. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0126826>
- Knudson, L. L., Tibbitts, T. W., & Edwards, G. E. (1977). Measurement of Ozone Injury by Determination of Leaf Chlorophyll Concentration. *Plant Physiology*, 60(4), 606-608. <https://doi.org/10.1104/pp.60.4.606>
- Koziol, M. J. y Whatley, F. R. (1984). *Gaseous Air Pollutants and Plant Metabolism*. Butterworths
- Long, S. P., Ainsworth, E. A., Rogers, A., y Ort, D. R. (2004). RISING ATMOSPHERIC CARBON DIOXIDE: Plants FACE the Future. *Annual Review of Plant Biology*, 55(1), 591-628. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.55.031903.141610>
- Markwell, J., Osterman, J. C., & Mitchell, J. L. (1995). Calibration of the Minolta SPAD-502 leaf chlorophyll meter. *Photosynthesis Research*, 46(3), 467-472. <https://doi.org/10.1007/BF00032301>
- Matsuoka, Y. (1978). Experimental studies of sulphur dioxide injury on rice plant and its mechanism. *Special Bulletin of the ChibaKen Agricultural Experimental*

- Middleton, J. T., Kendrick, J. B., & Schwalm, H. W. (1950) . Injury to herbaceous plants by smog or air pollution. *Plant Disease Reporter*, 34 (9),245-252
- Miller, P. R. Parmeter J. R, Brigitta, H. F., & Martinez C. W. (1969) Ozone Dosage Response of Ponderosa Pine Seedlings, *Journal of the Air Pollution Control Association*, 19(6), 435-438, : <https://doi.org/10.1080/00022470.1969.10466510>
- Morgan, D. C., Rook, D. A., Warrington, I. J., & Turnbull, H. L. (1983). Growth and development of *Pinus radiata* D. Don: The effect of light quality. *Plant, Cell and Environment*, 6(9), 691-701. <https://doi.org/10.1111/1365-3040.ep11589321>
- Munsif, R., Zubair, M., Aziz, A., y Nadeem Zafar, M. (2021). Industrial Air Emission Pollution: Potential Sources and Sustainable Mitigation. En R. Viskup (Ed.), *Environmental Emissions*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.93104>
- Olszyk, D. M. y Tingey, D. (1984). Phytotoxicity of Air Pollutants evidence for the photodetoxification of SO₂ but not O₃. *Plant Physiol* 74. 999-1005. Disponible en: <https://core.ac.uk/download/pdf/188660264.pdf>
- Omasa, K., Kazuo, T. Takayuki K. (2002). Absorption of Organic and Inorganic Air Pollutants by Plants. En K. Omasa, H. Saji, S. Youssefian y N. Kondo (eds.), *Air Pollution and Plant Biotechnology- Prospects for Phytomonitoring and Phytoremediation* (PP. 155-178). Springer-Verlag
- Orwell, R. L., Wood, R. L., Tarran, J., Torpy, F., & Burchett, M. D. (2004). Removal of Benzene by the Indoor Plant/Substrate Microcosm and Implications for Air Quality. *Water, Air, & Soil Pollution*, 157(1-4), 193-207. <https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000038896.55713.5b>
- Parry, R. W. (1974). *Química. Fundamentos experimentales: Guía del profesor*. Reverté.
- Price, R. A., Liston, A. y Strauss, S. H. (1998). Phylogeny and systematics of *Pinus*. pp. 49-68 en: Richardson, D. M. (ed.), *Ecology and Biogeography of Pinus*. Cambridge Univ.
- Programa Internacional de Cooperación para el Seguimiento y la Evaluación de los Efectos de la Contaminación Atmosférica en los Bosques. (s.f.). *MANUAL RED DE NIVEL II*, red de parcelas permanentes para el seguimiento intensivo y continuo de los ecosistemas forestales. Ministerio de agricultura, alimentación y medio ambiente. Disponible en:

https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/publicaciones/manual_red_nivel_2_completo_tcm30-155458.pdf

- PROMIX. (2021) ¿Cómo influye la humedad en la calidad de los cultivos?. Consultado 18 de noviembre de 2021 en: <https://www.pthorticulture.com/es/centro-de-formacion/como-influye-la-humedad-en-la-calidad-de-los-cultivos/>
- Qaderi, M., Martel, A., & Dixon, S. (2019). Environmental Factors Influence Plant Vascular System and Water Regulation. *Plants*, 8(3), 65. <https://doi.org/10.3390/plants8030065>
- Ramírez-Hernández, B. C., García, J. E., Pérez-Soto, D. I. y Rosas-Ramírez, A. (2018). Respuesta Fisiológica De Ficus Benjamina L. A Ambientes Contaminados. *Revista De Ciencias Ambientales Y Recursos Naturales.*, 4 (14), 30-36.
- Renwick, J. A. A., & Potter, J. (1981). Effects of Sulfur Dioxide on Volatile Terpene Emission from Balsam Fir. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 31(1), 65-66. <https://doi.org/10.1080/00022470.1981.10465189>
- Rodríguez-Sánchez, V. M., Rosas, U., Calva-Vásquez, G., & Sandoval-Zapotitla, E. (2020). Does Acid Rain Alter the Leaf Anatomy and Photosynthetic Pigments in Urban Trees? *Plants*, 9(7), 862. <https://doi.org/10.3390/plants9070862>
- Rubio, J. de J., Silva Ortigoza, R., Avila, F. J., Melendez, A., & Stein, J. M. (2015). A fuzzy inference system for the identification. *IEEE Latin America Transactions*, 13(9), 2823-2829. <https://doi.org/10.1109/TLA.2015.7350026>
- Saitanis, C. J., Riga-Karandinos, A. N., & Karandinos, M. G. (2001). Effects of ozone on chlorophyll and quantum yield of tobacco (*Nicotiana tabacum* L.) varieties. *Chemosphere*, 42(8), 945-953. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00158-2](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00158-2)
- Sánchez-Díaz M. y Aguirreolea, J. (2008) Transpiración y control estomático. En J. Azcón-Bieto y M. Talón (Eds.), *Fundamentos de fisiología vegetal*. (pp. 42-56). McGraw-Hill.
- Sanchez-Salinas, E., Ortiz, M. L., Castrejón M. L. (2014) Contaminación urbana del aire: Aspectos fisicoquímicos, microbiológicos y sociales. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Disponible en: https://www.uaem.mx/dgds/files/libros/2014_LIBRO_CONTAMINACION%20URBANA%20DEL%20AIRE.%20ASPECTOS%20FISICOQU%20MICROS%20MICROBIOL%20GICOS%20Y%20SOCIALES.pdf

- Sanchez-Villanueva, K.E. (2018) Adecuación de la técnica SPAD-502 PLUS para la evaluación de clorofila como indicador de daño por ozono troposférico en *Abies religiosa* (Kunt) Schltdl. Echam. Del parque nacional desierto de los leones [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México] TESIUNAM https://tesiunam.dgb.unam.mx/F/?func=direct&doc_number=000780439&noSistema¤t_base=TES01
- Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México. (2018). Informe anual calidad del aire 2017. Ciudad de México. Dirección General de Gestión de la Calidad del Aire. Pp- 18-22 Disponible en: http://www.aire.cdmx.gob.mx/descargas/publicaciones/flippingbook/informe_anual_calidad_aire_2017/mobile/
- Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México. (2018). Inventario de Emisiones de la Ciudad de México 2016. Dirección General de Gestión de la Calidad del Aire. Pp- 39-47 Disponible en: <http://www.aire.cdmx.gob.mx/descargas/publicaciones/flippingbook/inventario-emisiones-2016/mobile/inventario-emisiones-2016.pdf>
- Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México. (2020). Informe anual calidad del aire 2018 Ciudad de México. Dirección General de Gestión de la Calidad del Aire. Pp- 50-63 Disponible en: <http://www.aire.cdmx.gob.mx/descargas/publicaciones/informe-anual-calidad-del-aire-2018.pdf>
- Seidman, G., Hindawi, I. J., & Heck, W. W. (1965). Environmental Conditions Affecting the Use of *Plants as Indicators of Air Pollution*. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 15(4), 168-170. <https://doi.org/10.1080/00022470.1965.10468355>
- Seyyednejad, S. M. y Koochak, H. (2011). A study on air pollution effects on *Eucalyptus camaldulensis*. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*, 5(3): 601-606.
- Sierra, J. O. (2005) Fundamentos para el establecimiento de pasturas y cultivos forrajeros. Universidad de Antioquia
- Skelly, J., Davis, D., Merrill, W., Cameron, A., Brown, D., Drummond, B., Dochinger, S. (1987). Diagnosing injury to eastern forest trees. USDA Forest Service. Disponible en: https://www.fs.fed.us/nrs/pubs/other/1987/ne_1987_skelly-et-al_001.pdf

- Tadeo, F. R. y Gomez-Cardenas, A. (2008) Fisiología de las plantas y el estrés. En J. Azcón-Bieto y M. Talón (Eds.), *Fundamentos de fisiología vegetal*. (pp. 577-597). McGraw-Hill.
- Tisdale, S.L y Nelson, W.L. (1985). Fertilidad de los suelos y los fertilizantes. Unión Tipográfica Editorial. México
- Torres, R., Bravo, H., Roy-Ocotla, G. y Sanchez, R. (1991). Contaminación atmosférica por ozono en la zona metropolitana de la ciudad de México: evolución histórica y perspectiva. *Omnia*. 7 (23) 39-48
- Vapaavuori, E. Oksanen, T., Holopainen, J. K., Holopainen, T., Heiskanen J., Julkunen-Tiitto, R., Kasurinen, A., ... Syrjälä, L. (2002). Technical report: Open-top chamber fumigation of cloned silver birch (*Betula pendula* Roth) trees to elevated CO₂ and ozone ; description of the fumigation system and the experimental site. Finn. Forest Research Inst
- Wallander, E. (2008). Systematics of *Fraxinus* (Oleaceae) and evolution of dioecy. *Plant Systematics and Evolution*, 273(1-2), 25-49. <https://doi.org/10.1007/s00606-008-0005-3>
- WHO. (2021). New WHO Global Air Quality Guidelines aim to save millions of lives from air pollution. Consultado el 28 de octubre de 2021 en: <https://www.who.int/news/item/22-09-2021-new-who-global-air-quality-guidelines-aim-to-save-millions-of-lives-from-air-pollution>
- Wolverton, B. C. y Wolverton, J. D.(1993). Plants and soil micro-organisms-removal of formaldehyde, xylene and ammonia from the indoor environment', *J. Mississippi Acad. Sci.* 38 (2), 11–15. Disponible en: <http://wolvertonenvironmental.com/MsAcad-93.pdf>
- Wolverton, B. C., & McDonald, R. (1985) Foliage for Indoor Removal of the Primary Combustion Gases Carbon Monoxide and Nitrogen Dioxide. *Journal of the Mississippi Academy of Science*. Disponible en: <https://www.greenenergyhelps.com/wp-content/uploads/2013/04/Wolverton-et-al-1985.pdf>
- World Health Organization. (2000). Effects of sulphur dioxide on vegetation: critical levels, Regional office for Europe en *Air quality guidelines for Europe*, 2nd ed. World Health Organization. Regional Office for Europe. Disponible en:

<https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/107335/9789289013581-eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

- Xu, Y., Wang, H., & Nsengiyumva, W. (2018). Analysis of the Uniformity of Light in a Plant Growth Chamber. 2018 4th International Conference on Universal Village (UV), 1-7. <https://doi.org/10.1109/UV.2018.8642131>
- Yepes, A. y Silveira, M. (2011) Respuesta de las plantas ante los factores ambientales del cambio climático (revisión). Colombia Forestal. 14 (2), 213-232. Disponible en: <https://www.redalyc.org/pdf/4239/423939616005.pdf>
- Yunus, M., & Iqbal, M. (1996). Plant response to air pollution. Wiley.