



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO

División de Ciencias Forestales
Maestría en Ciencias en Ciencias Forestales

**Distribución espacial del muérdago en las áreas verdes
urbanas de la Ciudad de México**

TESIS

QUE COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRO EN CIENCIAS EN CIENCIAS FORESTALES

PRESENTA

Pablo Espinoza Zúñiga

**BAJO LA SUPERVISIÓN DE:
DR. DAVID CIBRIÁN TOVAR**



Diciembre, 2017

Chapingo, Estado de México



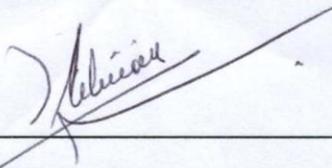
DIRECCION GENERAL ACADEMICA
DEPTO. DE SERVICIOS ESCOLARES
OFICINA DE EXAMENES PROFESIONALES

**DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DEL MUÉRDAGO EN LAS ÁREAS VERDES
URBANAS DE LA CIUDAD DE MÉXICO**

Tesis realizada por **Pablo Espinoza Zúñiga**, bajo la supervisión del Comité Asesor indicado, aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

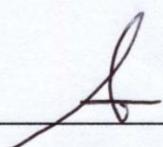
MAESTRO EN CIENCIAS EN CIENCIAS FORESTALES

DIRECTOR:



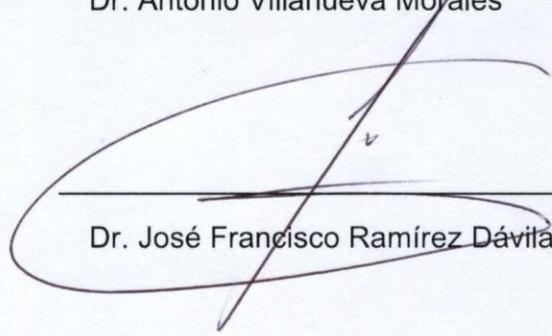
Dr. David Cibrián Tovar

CO-DIRECTOR:



Dr. Antonio Villanueva Morales

ASESOR:



Dr. José Francisco Ramírez Dávila

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE CUADROS	vi
ÍNDICE DE FIGURAS	vii
DEDICATORIA	viii
AGRADECIMIENTOS	ix
DATOS BIOGRÁFICOS	x
RESUMEN GENERAL	xi
GENERAL ABSTRACT	ii
1.- INTRODUCCIÓN GENERAL	2
1.1 Planteamiento del problema	3
1.2 Objetivo General.....	3
1.2.1 Objetivos particulares	3
2.- REVISIÓN DE LITERATURA	4
2.1 Las áreas verdes y la ciudad	4
2.2 Importancia de las áreas verdes urbanas	5
2.3 Las áreas verdes urbanas en la Ciudad de México.....	7
2.3.1 Marco legal de las áreas verdes en la Ciudad de México	7
2.3.2 La extensión de las áreas verdes en la Ciudad de México	8
2.3.3 Problemática actual.....	8
2.3.4 Incumplimiento de la Legislación.....	8
2.3.5 Falta de planeación	9
2.3.6 Impacto negativo del desarrollo de obras públicas	9
2.3.7 Fragmentación de áreas verdes	9
2.4 Las plantas parásitas	10
2.5 Los muérdagos.....	10
2.6 Importancia de los muérdagos.....	11

2.7	Distribución del muérdago verdadero	12
2.8	Taxonomía de los muérdagos verdaderos	12
2.9	Biología de los muérdagos verdaderos	14
2.10	Diagnóstico de la enfermedad	14
2.11	Estrategias de control	15
2.12	Antecedentes del muérdago en el arbolado de las áreas verdes urbanas de la Ciudad de México	16
2.13	Estadística clásica	17
2.14	Estadística espacial	22
2.15	Geoestadística	23
2.15.1	Etapas que comprende un análisis geoestadístico	23
2.15.2	Semivariograma	24
2.15.3	Tipos de semivariogramas	25
2.15.4	Validación	28
2.15.5	Nivel de dependencia espacial	29
2.15.6	Elaboración de mapas	30
2.16	Análisis espacial por índices de distancia (<i>SADIE</i>)	35
2.16.1	Análisis del patrón espacial de variables individuales	36
2.16.2	Índices I_a y J_a	37
2.17	Bibliografía	39
3.-	DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DEL MUÉRDAGO (<i>Santalales: Loranthaceae</i>) EN LAS ÁREAS VERDES DE LA DELEGACIÓN COYOACÁN, CD. MÉXICO	44
3.1	Resumen	44
3.2	Abstract	45
3.3	Introducción	46
3.4	Objetivos	47
3.5	Materiales y métodos	47

3.5.1	Localización del área de estudio	47
3.5.2	Estadística clásica o no espacial	48
3.5.3	Estadística espacial (SADIE).....	48
3.5.4	Análisis geoestadístico	49
3.5.5	Estimación de los parámetros del modelo de semivariograma	50
3.5.6	Validación del modelo teórico.....	51
3.5.7	Nivel de dependencia espacial	52
3.5.8	Elaboración de mapas.....	52
3.5.9	Superficie infestada.....	52
3.6	Resultados.....	52
3.6.1	Estado general del arbolado muestreado en la Delegación Coyoacán.....	52
3.6.2	Estadística no espacial.....	53
3.6.3	Estadística espacial.....	54
3.6.4	Análisis geoestadístico	55
3.6.5	Elaboración de mapas de densidad (Krigado)	57
3.6.6	Superficie infestada en base a los mapas de densidad	57
3.7	Discusión	60
3.7.1	Distribución espacial del muérdago verdadero mediante el uso de la estadística no espacial	61
3.7.2	Análisis espacial por índices de distancia (SADIE).....	63
3.7.3	Análisis geoestadístico	64
3.7.4	Superficie infestada.....	66
3.8	Conclusiones	66
3.9	Bibliografía.....	67
4.-	MODELACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DEL MUÉRDAGO VERDADERO (<i>Santalales: Loranthaceae</i>) EN LAS ÁREAS VERDES DE LA DELEGACIÓN TLALPAN CD. MÉXICO	73
4.1	Resumen	73

4.2	Abstract	74
4.3	Introducción	75
4.4	Objetivos.....	76
4.5	Materiales y métodos.....	77
4.5.1	Ubicación	77
4.5.2	Estadística clásica.....	77
4.5.3	Estadística espacial (SADIE).....	78
4.5.4	Análisis geoestadístico	78
4.5.5	Estimación de los parámetros del modelo de semivariograma	79
4.5.6	Nivel de dependencia espacial.....	80
4.5.7	Elaboración de mapas.....	80
4.6	Resultados.....	81
4.6.1	Estadística no espacial.....	81
4.6.2	Estadística espacial.....	82
4.6.3	Análisis geoestadístico	82
4.6.4	Elaboración de mapas de densidad (Krigado)	84
4.6.5	Superficie infestada	85
4.7	Discusión	86
4.8	Conclusiones	90
4.9	Bibliografía.....	90
5.-	CONCLUSIONES GENERALES	94

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Índices de Dispersión y distribuciones estadísticas del muérdago verdadero.	53
Cuadro 2. Valor de los índices J_a , I_a y sus probabilidades P_a y Q_a	55
Cuadro 3. Parámetros de los modelos teóricos ajustados a los semivariogramas de muérdago verdadero por sitios de muestreo.	56
Tabla 4. Valores de los estadísticos de la validación cruzada.	56
Tabla 5. Porcentaje de superficie infestada y no infestada de muérdago verdadero por sitio de muestreo en la delegación Coyoacán.	60
Tabla 6. Índices de dispersión y distribuciones estadísticas del muérdago verdadero.	81
Tabla 7. Valores de los índices (I_a , J_a) y sus probabilidades P_a y Q_a	82
Tabla 8. Parámetros de los modelos teóricos ajustados a los semivariogramas de muérdago verdadero por sitios de muestreo.	83
Tabla 9. Valores de los estadísticos de la validación cruzada.	83
Tabla 10. Porcentaje de superficie infestada y no infestada de muérdago verdadero por sitio de muestreo en la delegación Coyoacán.	85

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Escala de infección por muérdago verdadero modificada por Alvarado y Saavedra (2005).	15
Figura 2. Estimación o interpolación Espacial (Krigado).	31
Figura 3. Semivariogramas de la distribución espacial del muérdago verdadero en los sitios de muestro de la delegación Coyoacán.	58
Figura 4. Mapas de distribución del muérdago verdadero, en base al Krigado por sitio de muestreo.	59
Figura 5. Semivariogramas de la distribución espacial del muérdago verdadero en los sitios de muestreo de la delegación Tlalpan.	84
Figura 6. Mapas de distribución del muérdago verdadero, en base al Krigado por sitio de muestreo.	85

DEDICATORIA

Dedico este trabajo de investigación principalmente a **DIOS** por haberme dado la vida y la oportunidad de llegar a este momento tan importante en mi carrera profesional.

A mis padres: **Alejandro Espinoza Juárez** y **Margarita Zúñiga Sánchez**, porque creyeron en mí y porque me sacaron adelante en mis estudios, dándome ejemplos dignos de superación y entrega, porque gracias a ustedes hoy puedo ver alcanzada mi meta, ya que siempre estuvieron impulsándome en los momentos más difíciles durante mis estudios de posgrado, y porque el orgullo que sienten por mí, me hizo llegar hasta el final. Va por ustedes, por lo que valen, porque admiro su fortaleza y por lo que han hecho por mí “**GRACIAS POR TODO CAMPEONES**”.

A mis hermanos: **Alejandro, Helio, David, Omar, Flor, Baruch** ya que gracias a ellos adquirí el don de la paciencia y la reflexión, por compartir alegrías y tropiezos de los cuales salimos triunfadores, por su confianza y permitirme estar en sus vidas.

A mi novia, por estar siempre para mí y darme su amor, por saber aguantarme y darme su confianza y no dejarme caer, por tu apoyo incondicional, gracias **Jennifer**.

AGRADECIMIENTOS

A la **Universidad Autónoma Chapingo** y a la **División de Ciencias Forestales** por darme la oportunidad de formar parte de su comunidad estudiantil y por haber contribuido en mi formación profesional.

Al **Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT)** por el financiamiento proporcionado durante mis estudios de maestría.

Al **Dr. David Cibrián Tovar**, por su generosidad al brindarme la oportunidad de recurrir a su capacidad y experiencia científica en un marco de confianza, afecto y amistad, fundamentales para la concreción de este trabajo.

Al **Dr. José Francisco Ramírez Dávila**, por su presencia incondicional, sus apreciados y relevantes aportes, comentarios y sugerencias durante el desarrollo de esta investigación.

Al **Dr. Antonio Villanueva Morales**, por sus aportes, comentarios y revisiones en el desarrollo de la presente investigación.

Al **Dr. Jordi Izquierdo Figarola**, por sus atenciones durante mi estancia profesional, observaciones, consejos y correcciones en la elaboración de la presente investigación.

Al **Ing. Jesús Morales Bautista** y colaboradores del Instituto de Sanidad Forestal, por la información proporcionada para la elaboración y culminación de la presente investigación.

A la **SEDEMA** por la información y apoyo otorgado para el desarrollo de la presente investigación.

A **Maldonado Ortiz Margarito**, por su apoyo y amistad durante estos años.

DATOS BIOGRÁFICOS

Datos personales

Nombre: Pablo Espinoza Zúñiga

Fecha de nacimiento: 15 de enero de 1990

Lugar de nacimiento: Hidalgo, Itundujia, Putla, Oaxaca

No. cartilla militar: D-0395862

CURP: EIZP900115HOCSXB07

Profesión: Ing. Forestal

Cedula profesional: 9778005



Desarrollo académico

Originario de la Sierra Sur del Estado de Oaxaca, desarrolló sus estudios de Licenciatura en el Instituto Tecnológico de Valle de Oaxaca. Obteniendo el título como Ingeniero Forestal el 26 de agosto del 2015, con la tesis titulada **“Delimitación y establecimiento de un área semillera para *Pinus chiapensis*, San Juan Lachao, Oaxaca”**. En primavera del 2016 ingresó al programa de Maestría en Ciencias en Ciencias Forestales, en la División de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma Chapingo. Participó como ponente con el tema **“Delimitación y establecimiento de un área semillera para *Pinus chiapensis*, San Juan Lachao, Oaxaca”**. En el XX Congreso Latinoamericano de estudiantes de Ciencias Forestales, en Guantánamo, Cuba del 17 al 24 de octubre del 2016. Realizó una estancia de investigación del 1 de mayo al 31 del mismo mes del 2017, en el Departament d’Enginyeria Agroalimentària i Biotecnologia. Parc Mediterrani de la Tecnologia Campus del Baix Llobregat UPC, Barcelona, España. Tuvo participación como ponente modalidad cartel con el tema **“Estadística espacial, una alternativa para el estudio de la distribución del muérdago en áreas verdes urbanas”** en el XIX Simposio Nacional de Parasitología Forestal, realizado del 23 al 27 de octubre en Zapopan, Jalisco, México.

RESUMEN GENERAL

Distribución espacial del muérdago en las áreas verdes urbanas de la Ciudad de México

Las áreas verdes urbanas son fundamentales en la convivencia y relajación de los ciudadanos, ya que la calidad de vida de la sociedad urbana está asociada en gran medida con estos espacios arbóreos. En la actualidad las áreas verdes urbanas de la Ciudad de México están siendo atacadas por los muérdagos verdaderos, quienes al consumir sales y minerales de sus hospedantes les provocan una clara declinación. El objetivo de la presente investigación fue determinar los patrones de distribución espacial del muérdago mediante la aplicación de herramientas Geoestadísticas, SADIE y Estadística clásica, y la elaboración de mapas de densidad en dos delegaciones de la Ciudad de México. Para modelar la distribución del muérdago se establecieron sitios de muestreo de 500 m² en cada una de las localidades estudiadas, se evaluaron variables dasométricas del arbolado, se asignó una escala de infestación y se levantaron las coordenadas geográficas

de los árboles infestados. Con el uso de la Estadística espacial se ajustaron modelos esféricos, exponenciales y gaussianos con el programa Variowin 2.2, la validación de los modelos se realizó mediante el método de validación cruzada y se generaron los mapas de agregación a través del Krigeado simple. Se calcularon los índices I_a y J_a con un análisis espacial por índices de distancia (SADIE). Los resultados muestran una estructura espacial agregada de estos organismos, por otro lado la Estadística clásica presentó un patrón de contagio; sin embargo con este método no se pudieron generar los mapas de agregación del parasito y con eso poder observar los diferentes focos de agregación del mismo en las áreas estudiadas. La presente investigación toma importancia ya que con la información generada se pueden tomar acciones de control dirigido a las áreas mayormente infestadas por muérdago y reducir los gastos económicos en la compra de productos para su control.

Palabras clave: muérdago verdadero, distribución espacial, semivariogramas, agregación, SADIE.

GENERAL ABSTRACT

Spatial distribution of mistletoe in urban green areas of Mexico City

The urban green areas are fundamental in the coexistence and relaxation of the city dwellers, since the quality of life of the urban society is associated to a great extent with these arboreal spaces. At present, the urban green areas of Mexico City are being attacked by true mistletoes, which, when consuming salts and minerals from their hosts, cause a clear decline. The objective of the present investigation was to determine the spatial distribution patterns of the mistletoe through the application of Geostatistical tools, SADIE and Classical statistics, and the elaboration of density maps in two delegations of Mexico City. In order to model the distribution of the mistletoe, sampling sites of 500 m² were established in each of the localities studied, wood tree dasometric variables were evaluated, an infestation scale was assigned and the geographic coordinates of the infested trees were determined. With the use of spatial statistics,

spherical, exponential and Gaussian models were adjusted with the Variowin 2.2 program, the validation of the models was carried out using the cross validation method and aggregation maps were generated through the simple Krigeado. The I_a and J_a indices were calculated with a spatial analysis by distance indexes (SADIE). The results show an aggregate spatial structure of these organisms, on the other hand the classic statistics presented a pattern of contagion; However, with this method it was not possible to generate aggregation maps of the parasite and with that to be able to observe the different foci of aggregation of the same in the areas studied. The present investigation takes importance since with the generated information control actions can be taken directed to the areas mostly infested by mistletoe and to reduce the economic expenses in the purchase of products for its control.

Key words: true mistletoe, spatial distribution, semivariograms, aggregation, SADIE.

1.- INTRODUCCIÓN GENERAL

En las últimas décadas la intensa expansión urbana que han experimentado las ciudades, como consecuencia directa de la alta tasa demográfica y de la transformación de las estructuras económicas, condujeron al abandono de las áreas rurales y la elevada concentración de la población en los asentamientos urbanos, estos factores han tenido como efecto un inadecuado balance y equilibrio entre crecimiento, dinámica y estructura urbana y un bajo nivel de eficiencia en la utilización de los recursos y funciones ambientales que ofrecen los sistemas biofísicos de la ciudad (Cantón, De rosa, & Kasperidus, 2003). El arbolado urbano tiene una función importante en el desarrollo de las ciudades, ya que son espacios que brindan diversos beneficios ecosistémicos claves en el equilibrio del ecosistema, desde la captura del dióxido de carbono, recarga de mantos acuíferos, hábitat para la fauna, amortiguamiento del ruido, entre otras. De igual manera son espacios de recreación para los ciudadanos y conforman elementos estéticos importantes para las ciudades, sin embargo el arbolado que conforma los parques y jardines de la Ciudad de México han venido presentando serios problemas con infestaciones por el muérdago verdadero.

Los muérdagos constituyen un importante recurso alimenticio para la fauna en muchos ecosistemas, sin embargo, estas plantas se consideran plagas en las zonas urbanas, debido a los efectos nocivos que tienen en los árboles huéspedes, la mayoría de los estudios solo se concentran principalmente en enumerar las especies hospederas o los procedimientos para controlar la plaga (Maruyama, Mendes-Rodrigues, Alves-Silva, & Cunha, 2012). En los últimos años las infestaciones de muérdago han incrementado en la Ciudad de México, al grado de que 99% de las especies arbóreas existentes están infestadas y se estima que en la actualidad existe una superficie afectada 13%, porcentaje que pudiera incrementar si no se toman las medidas preventivas necesarias (Javier *et al.*, 2012).

El estudio de los patrones de distribución espacial de las plantas parásitas puede proporcionar información ecológica importante sobre la relación huésped-

parásito; varias investigaciones han utilizado la información espacial para el desarrollo de programas de muestreo e identificar áreas con altos riesgos de infestación, además la información espacial puede identificar el comportamiento del mecanismo de dispersión (Andrew V, 2013). Los métodos geoestadísticos proporcionan una medida más directa de la dependencia espacial, ya que tienen en cuenta la naturaleza bidimensional de la distribución de los organismos a través de su exacta localización espacial, además permite elaborar mapas de gran utilidad para detectar los diferentes focos de infestación de un organismo (Ramírez Dávila & Porcayo Camargo, 2010).

1.1 Planteamiento del problema

Las áreas verdes juegan un papel importante en las zonas urbanas, esto debido a los diferentes servicios ecosistémicos que brindan, sin embargo estos espacios se han visto seriamente atacadas por plantas parasitas que afectan de forma significativa la biología de los árboles, estos organismos, al consumir agua y sales minerales del huésped le provocan la muerte. En la actualidad no se cuenta con trabajos de investigación orientados al estudio del comportamiento espacial del muérdago verdadero en zonas urbanas, por ello el uso de nuevas herramientas como la Estadística clásica, Estadística espacial y Geoestadística permitirán conocer la autocorrelación espacial que existe entre muérdago y hospedero, así como la generación de mapas que muestren los diferentes focos de agregación en las áreas estudiadas.

1.2 Objetivo General

Establecer el tipo de distribución espacial de las poblaciones de muérdago verdadero en las áreas verdes urbanas de la Ciudad de México.

1.2.1 Objetivos particulares

- Aplicación de la Estadística espacial y Geoestadística para conocer la estructura espacial de las poblaciones de muérdago verdadero.

- Comparación entre los resultados obtenidos con la Estadística espacial y la Estadística clásica, en el análisis de la distribución espacial del muérdago verdadero.
- Elaboración de mapas de densidad del muérdago verdadero mediante la aplicación de la técnica del *Krigeado* simple.
- Establecer el porcentaje de superficie infestada por muérdago verdadero.

2.- REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Las áreas verdes y la ciudad

A lo largo de la historia las ciudades han crecido, pero no se ha mantenido una proporción equilibrada entre áreas libres y áreas edificadas por lo que se ha llegado a una gran contradicción: la carencia de áreas y zonas verdes en las ciudades es extraordinaria; cuando constituyen las mayores necesidades de los habitantes de estas (Gómez, 2005). La actualidad de este tema se percibe en la presencia de las zonas verdes como parámetro de sostenibilidad en las distintas relaciones de indicadores, que, a nivel mundial, se están realizando; de todos ellos destacamos la Primera generación de Indicadores Comunes Europeos, elaborado por el Grupo de Expertos sobre Medio Ambiente urbano, la Dirección General de Medio Ambiente de la UE. Las áreas verdes, han estado presentes en las ciudades desde sus inicios, sin embargo no se les ha dado mucha importancia, lamentablemente, los movimientos modernos, se preocupan muy poco por los espacios verdes, basta ver el resultado de las urbanizaciones periféricas de cualquier ciudad moderna. La vegetación en la ciudad, no solo tiene una función ornamental, sino que tiene un papel regulador de la agresión ambiental, constituyen un filtro contra la contaminación y representan un excelente regulador de intercambio del aire, calor y humedad con el entorno urbano.

Los sistemas de espacios verdes en la ciudades y su planificación interaccionan con el sistema de microclima urbano y con aspectos psicológicos ambientales, de gran importancia para los habitantes de las ciudades, como es el medio

ambiente urbano, el confort, y, en definitiva, la calidad de vida que pueden llegar a tener los ciudadanos, por otro lado la infraestructura verde de las ciudades, es la única que da respuesta a ciertas necesidades de convivencia, agrupación y socialización de distintos grupos humanos que habitan las urbes, cumpliendo, por lo tanto, una importante función social que llega a ser de interés incluso en la reafirmación de la integridad de la persona en cuanto facilita su unión con el pasado (jardines de origen histórico, acompañamiento verde en zonas monumentales) o lo que es lo mismo, facilita la ubicación de la persona en un orden cultural, pero también en un orden natural gracias a la conexión de la sucesión temporal de los aspectos biológicos (paso de las estaciones, temperaturas, longitudes de periodo diario de luz) con estos espacios vivos (Gómez, 2005).

El manejo del arbolado urbano que aún existe en el interior de las ciudades se debe regir por criterios técnicos y de planeación que permitan su adecuado manejo, disposición y conservación en la búsqueda del mejoramiento ambiental de las ciudades, para lograrlo, es preciso comenzar por la realización de inventarios y diagnósticos de la masa arbórea de la ciudades, destacando no solo las especies existentes, además, es importante identificar donde se encuentran daños en vías, aceras, fachadas y techos; interferencias causadas por la arborización en los cableados de electricidad, televisión y teléfono; árboles desestabilizados por podas severas, con daños en las raíces y árboles grandes y antiguos, entre otros deterioros al ambiente por la mano del hombre (Reyes & Gutiérrez, 2010).

2.2 Importancia de las áreas verdes urbanas

Poco se sabe por las diversas investigaciones realizadas desde mediados del siglo XX de la contribución de las plantas a disminuir contaminantes de la atmosfera, lo mismo que se ha comprobado afecta a la salud del ser humano, no obstante poco se ha hecho para darle su verdadero y fundamental protagonismo en la dinámica urbana (Malaca, 2012).

La crisis ambiental como crisis de la sobrevivencia de la naturaleza ha sido abordada por varios países desarrollados mediante un fuerte énfasis en el rol que juegan las áreas verdes en los entornos urbanos, durante los últimos 30 años se ha incrementado progresivamente la conciencia y el conocimiento sobre los innumerables efectos beneficiosos que tienen los espacios verdes, las arboledas y la biomasa vegetal en general, sobre las condiciones ambientales de los medios urbanos. El listado de estos beneficios es extenso y ya bien conocido: Mejoramiento del clima urbano, mitigación de la intensidad de la isla de calor, rehidratación de la atmósfera en ciudades de climas áridos, refrescamiento del aire y la consecuente reducción de las recargas térmicas de verano y los ahorros de energía asociados; la absorción de gases invernadero, CO₂ principalmente y la liberación de oxígeno; filtrado de partículas en suspensión y la absorción del ruido por el follaje de los árboles; el incremento de la condiciones de confort en los espacios públicos durante las estaciones cálidas y finalmente la provisión de espacios para uso recreativos y un aporte significativo a la estética urbana (Cantón, De rosa, & Kasperidus, 2003).

La gestión y planificación de las áreas verdes urbanas incorpora paulatinamente una visión ecológica, que ha desembocado en años recientes una perspectiva tridimensional del desarrollo sustentable, la cual requiero considerar de manera integral aspectos sociales, económicos y ambientales. La ecología y la economía ecológica aportan indicadores de huella ecológica, superficie verde, biodiversidad, captura de carbono, provisión de oxígeno, entre otros, estos indicadores son importantes para evaluar los beneficios que aportan las áreas verdes urbanas; incluso son el sustento de uno de los indicadores de la calidad de vida más usados actualmente en las planificaciones urbanas: los nueve metro cuadrados por habitante que recomienda la OMS. Considerando una visión económica clásica de la sustentabilidad, la economía ambiental aporta valores monetarios de servicios ambientales de áreas verdes sin precio de mercado; estos valores son de utilidad en los análisis beneficio-costos que se emplean en los procesos de toma de decisiones de uso de suelo en las ciudades, finalmente desde un enfoque social, la sustentabilidad comprende aspectos relacionados

con participación ciudadana, equidad e inclusión social, por lo que es necesario conocer gustos recreativos, necesidades y percepciones que tienen los ciudadanos sobre las áreas verdes públicas (Xolocotzi, 2012).

2.3 Las áreas verdes urbanas en la Ciudad de México

Las noticias en los últimos tiempos en relación a las áreas verdes de la Ciudad de México plantean algunas dudas y no pocos retos. Por un lado, la dificultad que aún existe por conocer con exactitud la superficie verde de la ciudad y sobre todo su situación física y biológica, así como su grado de conservación. Por otro lado, se documenta la destrucción más o menos encubierta de lo verde por parte de los operadores inmobiliarios privados y públicos. Existen instancias como la Procuraduría Ambiental y Ordenamiento Territorial (PAOT) del Distrito Federal, que a lo largo de su existencia ya ha acumulado numerosas denuncias y casos donde se atestigua la agresión hacia las áreas verdes, arbolado, etc.; lo que permite hacer un análisis de las mismas para establecer sus características y conocer como la ciudadanía actúa en defensa de las áreas verdes y sus elementos a través de un instrumento legal (Checa-Artasu, 2016).

2.3.1 Marco legal de las áreas verdes en la Ciudad de México

La gestión de las áreas verdes del Distrito Federal tiene un marco legal de actuación específico que es la base para las acciones del gobierno y también de los particulares en ese rubro. Ese marco está terciado por la “*Ley Ambiental de Protección a la Tierra en el Distrito Federal*”, en el actual nombre, dado en septiembre de 2013, a la Ley Ambiental del Distrito Federal aprobada el 13 de enero de 2000 y que ha regido las cuestiones ambientales de la urbe en lo que llevamos del siglo XXI. En la ley se recogen los mecanismos para la planeación del Desarrollo sustentable, el ordenamiento ecológico del territorio del Distrito Federal y las acciones que suponen daño ambiental y los castigos a las mismas. Dicho marco legal define varias categorías espaciales relacionadas con el mantenimiento y protección de lo verde en la ciudad: área verde, áreas de valor ambiental, áreas comunitarias de conservación ecológica y áreas naturales

protegidas. En concreto, la presente ley reconoce en su artículo 5 que un área verde es: *“toda superficie cubierta de vegetación, natural o inducida que se localice en el Distrito Federal”*.

2.3.2 La extensión de las áreas verdes en la Ciudad de México

En 2009 se realizó el último estudio que determinó la superficie que ocupan las áreas verdes en la Ciudad de México, entendiendo por estas los parques, tanto tradicionales como de nuevo cuño, el verde situado en camellones y aceras (banquetas), el arbolado concentrado en parques y jardines, el alineado en calles y avenidas. El arbolado en parques o alineado en calles ocupaba el 78.1 Km², un 12.8 % de la superficie total urbana y las áreas de pastos y arbustos ocupaban 34.8 Km², lo que representa el 5.8 % del área urbana. La suma de ambos componentes, 112,89 Km², representaba apenas el 18.5% de los 1495 Km², de superficie de la ciudad (Checa-Artasu, 2016).

La información más reciente y completa de las áreas verdes de la Ciudad de México, es la generada por la Secretaría de Medio Ambiente de la Ciudad de México, en colaboración con la Universidad Autónoma de México, quienes desarrollaron un sistema de información geográfica sobre estos espacios dentro de la Ciudad, el cual incluye un inventario y cartografía digital.

2.3.3 Problemática actual

La problemática que afecta a las áreas verdes urbanas de la Ciudad de México tiene muchas variantes; sin embargo todas se encuentran relacionadas entre sí; a continuación se mencionan algunas de las problemáticas por las que atraviesan estos importantes espacios en la Ciudad de México.

2.3.4 Incumplimiento de la Legislación

Un alto grado de incumplimiento de la legislación se ha hecho cada vez más evidente, lo cual ha sido delatado por procesos como: la disminución, fragmentación y deterioro constante de las áreas verdes de la ciudad por cambios

de uso de suelo, derribo de árboles indebidos, podas ilegales, formas inadecuadas de mantenimiento (trasplante, riego, deshierbe, control de plagas y enfermedades, fertilización) y vandalismo (PAOT, 2010).

2.3.5 Falta de planeación

La planeación inadecuada o incluso la falta de ella, así como de planes de manejo integral de la vegetación, traen como consecuencia la plantación de árboles en lugares poco apropiados, sobrepasando la densidad de individuos y con ello afectando el equipamiento urbano como banquetas o muros, pero también reduciendo la calidad de vida de los árboles, lo que ocasiona que la vegetación urbana se deteriore rápidamente, generando así costos para su remplazo; también por la falta de planeación, sucede la selección inadecuada de especies, lo que provoca deficiencias en su mantenimiento, la presencia de plagas, así como el desplazamiento de especies nativas por las llamadas exóticas, por lo regular, al no existir planeación y por ende la inadecuada relación entre los árboles y la infraestructura urbana, se generan otros problemas que concluyen en podas excesivas o derribo de árboles (PAOT, 2010).

2.3.6 Impacto negativo del desarrollo de obras públicas

Es común que el desarrollo de obras públicas influya en la permanencia o desaparición de áreas verdes. Para llevar a cabo una obra pública la SEDEMA le solicita al constructor una manifestación de impacto ambiental en la que se mencione cuánto daño ambiental provocará; una vez, analizada la manifestación señalada, la SEDEMA emite un resolutivo en el que, en este caso, se menciona la cantidad de árboles con las que se tiene que restituir los derribados (PAOT, 2010).

2.3.7 Fragmentación de áreas verdes

La fragmentación es un proceso en cual sucede una serie de divisiones que por ejemplo, ocasiona que un sistema se convierta en pedazos que pierden la funcionalidad que tenían cuando formaban parte de un conjunto, la conversión

de áreas verdes a instalaciones de equipamiento, ha generado una fragmentación creciente de las áreas verdes urbanas, lo que ha traído como consecuencia la pérdida de servicios ambientales y de hábitats para distintas especies (PAOT, 2010).

A pesar de que las áreas verdes urbanas tienen un régimen jurídico e institucional completo, éste es complejo y se encuentra disperso en varias disposiciones, además las competencias de las instituciones se encuentran fragmentadas por tipos de áreas verdes, lo que dificulta la atención de los problemas y presiones que enfrenta, así como su gestión eficiente; otro aspecto importante a considerar, es que a pesar de que existen esfuerzos para establecer un inventario general de las áreas verdes de la Ciudad de México su actualización se encuentra rezagada (PAOT, 2010).

2.4 Las plantas parásitas

Las plantas parásitas dependen de una planta hospedera para cumplir sus funciones vitales, ya que de ésta obtienen agua, nutrientes inorgánicos y compuestos orgánicos, esta interacción afecta a su vez el crecimiento y la fecundidad de la planta hospedera (Muselman, Press & Graves, 1995).

Se distinguen dos tipos de plantas parásitas según el tipo de nutrición: las plantas holoparásitas y las hemiparásitas, que se diferencian entre sí principalmente porque las primeras dependen totalmente de su hospedero, ya que no llevan a cabo la fotosíntesis, mientras que las segundas son plantas fotosintéticamente activas, los dos tipos de plantas parásitas desarrollan un órgano de penetración del tejido del hospedero llamado haustorio, el punto de unión en el hospedero puede ser en la raíz, o como parásitos aéreos cuando penetran en ramas y tallos (Muselman, Press & Graves, 1995).

2.5 Los muérdagos

Los muérdagos son un grupo diverso de plantas arbustivas del orden Santalales, hemiparásitas de tejidos aéreos, cuyas semillas tienen una capa viscosa (Kuijt,

1969). Existe una gran diversidad de clasificación de los muérdagos, lo cual muestra lo mucho que falta por saberse y por determinar de ellos. Una de sus clasificaciones señala que la gran mayoría de los muérdagos pertenecen a las familias Loranthaceae (muérdagos gigantes, verdaderos o tropicales) y Viscaceae (muérdago enano o templado) (Marchal, 2009). Entre las diferencias de estas dos Familias, se encuentra en la diferencia en los cromosomas y en la morfología, sin duda alguna, una de las características más distintivas en la Familia Viscaceae son las flores pequeñas e inconspicuas, su presencia en zonas tropicales y templadas, mientras que la Familia Loranthaceae sus flores son grandes, coloridas, poseen cálculo y se encuentran generalmente en zonas tropicales. Estas dos familias se encuentran presentes en México, la Familia Loranthaceae presenta 75 géneros, de los cuales 72 géneros son parásitos y hemiparásitos aéreos, los géneros con mayor incidencia e importancia son *Cladocolea*, *Struthantuhus*, *Psittacanthus*, *Dendropemon* (Geils, Cibrián & Moody, 2002).

2.6 Importancia de los muérdagos

Los muérdagos tienen un fuerte impacto en las actividades forestales; en México se han identificado cinco géneros de muérdago económicamente importantes, que son: *Arceuthobium*, *Cladocolea*, *Phoradendron*, *Psittacanthus* y *Struthanthus* (Cibrián, Alvarado & García, 2007). Los muérdagos han sido estudiados debido a los efectos negativos que tienen sobre sus hospederos, que en ocasiones son de importancia frutícola y forestal; estos efectos varían en función no solo de su capacidad de tomar agua y nutrientes, sino que también dependen de las condiciones ambientales en las que se desarrolla el hospedero, el tamaño, la edad y densidad (Knutson, 1983). Generalmente las infecciones severas por muérdago afectan a los hospederos de muchas maneras, como son: reducción en la altura, el diámetro a la altura de pecho, el éxito reproductivo y predisponen al hospedero al ataque de agentes secundarios como insectos y hongos de pudrición, causando una mortalidad prematura (Hawksworth, 1983).

2.7 Distribución del muérdago verdadero

Los muérdagos verdaderos se presentan con una mayor distribución geográfica en áreas de África, Australia, Nueva Zelanda, Malasia (Geils & Collazo, 2002), Canadá, Estados Unidos y México (Wilson & Calvin, 2006), teniendo un grupo extenso de hospedantes en coníferas y plantas leñosas (Geils & Collazo, 2002).

2.8 Taxonomía de los muérdagos verdaderos

Reino Plantae

División Espermatofitos

Subdivisión Angiospermae

Clase Dicotiledóneas

Orden Santalales

Familia Loranthaceae

Género *Cladocolea*

Struthanthus

Loranthaceae

Planta generalmente arbustiva, hemiparásitas de arbustos y árboles, rara vez árboles de vida libre; tallos comúnmente dicotómicos; hojas verdes, amarillas hasta anaranjadas o negras, simples, enteras, a veces reducidas a escamas, generalmente opuestas, sin estipulas; flores solitarias o agrupadas en inflorescencia racimosas, panículas o espigas; flores hermafroditas o unicelulares (plantas generalmente dioicas), actinomorfas, perianto biseriado, de 3 a 6 divisiones, verdoso o de color llamativo, sin diferencia de cáliz ni corona, pero a veces provisto de una especie de cálculo; estambres del mismo número que las divisiones del perianto y opuestos a ellas, anteras sésiles o subsésiles; ovario inferior con un ovulo indiferenciado; fruto carnoso y mucilaginoso. Unos 30

géneros con unas 100 especies, habitando principalmente en zonas tropicales (Rzedowski & Rzedowski, 2001).

Cladocolea

Arbustos por lo general dioicos, usualmente glabros, parásitos de plantas leñosas: tallos cilíndricos o aplanados, erguidos o volubles; hojas laminares, opuestas o alternas, con frecuencia coriáceas penninervadas; comúnmente flores dispuestas en racimos, corimbos o en cabezuelas axilares; flores con un pequeño cálculo entero o algo dentado en el extremo superior, si son unisexuales, por lo general presentan el otro sexo atrofiado; piezas del perianto seis, verdosas o amarillentas, libres, con frecuencia lineares; estambres seis, ubicados en diferentes alturas del perianto; ovario obovoide o algo globoso, estilo manifiesto, a veces sigmoideo, estigma capitado, ambos caducos; fruto carnososo. Pueden presentar raíces epicorticales sobre el tallo, en la base de la planta o estar ausentes. El género *Cladocolea* se distingue de *Dendropemon*, *Oryctanthus*, *Phthirusa* y *Struthanthus* por las flores terminales (inflorescencia determinada) y por la falta de bracteolas. Se reportan cerca de 20 especies principalmente en México; también en Centro y Sudamérica (Alvarado & Saavedra, 2005).

Struthanthus

Arbustos parásitos de plantas leñosas principalmente del grupo de las dicotiledóneas, por lo general dioicos, usualmente glabros, tallos erguidos o volubles, mes o menos ramificados, hojas opuestas o supuestas, a veces alternas, laminas por lo común pecioladas, coriáceas penninervadas; flores dispuestas a veces en fascículos de 2 o 3 estos a su vez organizados en inflorescencia variadas; flores pequeñas, caliculadas, rara vez pediceladas, tépalos 6, verdosos o amarillentos, las masculinas con 6 estambres y gineceo reducido, las femeninas con androceo reducido; fruto carnososo (Rzedowski & Rzedowski, 2001).

2.9 Biología de los muérdagos verdaderos

En general, la biología inicia con las semillas que son diseminadas, principalmente por aves (Mathiasen, Nickrent, Shaw & Watson; 2008). Una vez que la semilla se adhiere a la rama gracias a la viscina, comienza a producirse una estructura de penetración llamada haustorio. El haustorio son raíces modificadas que desarrollan células de penetración y de fijación a la rama. Van creciendo a través de los tejidos primarios y secundarios del hospedante, separando la corteza externa, el córtex, el floema, hasta llega al xilema, del que absorben hasta el 90 % de los recursos que requiere. Además de absorber agua y sales minerales del xilema y algunos compuestos orgánicos del floema, los haustorios liberan hacia el árbol reguladores de crecimiento que mantienen abiertas las vías de intercambio de recursos y minimizan las reacciones de defensa del árbol. Si la invasión resulta muy agresiva, la podría compartimentalizar el tejido y a infección fracasaría. Conforme el haustorio se expande, se va convirtiendo en un estrangulador funcional de la rama (Marchal, 2009). Una vez que el muérdago verdadero ya se ha establecido, mantiene sus estomas ampliamente abiertos, por lo que tiene un potencial de agua más negativo que el árbol, en ocasiones más del doble de volumen que requiere un área superficial equivalente del follaje del mismo. Con el tiempo, el muérdago gana área de follaje a costa del árbol, por lo anterior el sitio de infección se convierte en un área estructural débil, por la que puede entrar al árbol hongos, bacterias e insectos (Marchal, 2009).

2.10 Diagnósis de la enfermedad

Para evaluar los daños provocados a los árboles por el muérdago verdadero generalmente se utiliza la escala de infección por muérdago verdadero modificada por Alvarado y Saavedra (2005).

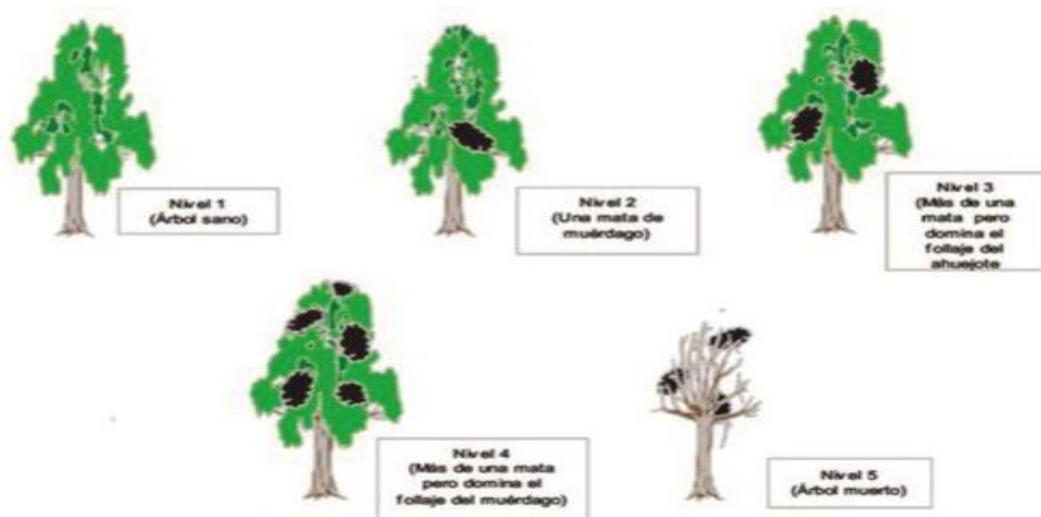


Figura 1. Escala de infección por muérdago verdadero modificada por Alvarado y Saavedra (2005).

2.11 Estrategias de control

Entre las diferentes medidas de control para los muérdagos verdaderos, se tienen las podas, la aplicación de productos químicos y el manejo silvícola (Geils & Collazo, 2002). En México la primera experiencia sobre el manejo de muérdago a gran escala, es la que realizó en los años 2002-2003 por la delegación Xochimilco, personal de la CONAFOR y el Colegio de Postgraduados con la colaboración de los propietarios, esta consistió principalmente en realizar podas con diferentes intensidades de acuerdo al nivel de severidad de daño que cada árbol presentaba. Un total de 25, 000 ahuejotes y sauces fueron podados durante el año 2002 (Alvarado y Saavedra, 2005).

A partir de la fundación de la CONAFOR, la atención de plagas y enfermedades forestales tomaron diferentes líneas como son: la aplicación del concepto de Salud y Vitalidad de Ecosistemas, la función de los insectos y patógenos en los ecosistemas, causas subyacentes de la exposición poblacional de insectos, aplicación de tecnología avanzada para el diagnóstico y tratamiento fitosanitario, atención creciente a plagas no nativas y usos de sustancias orgánicas y control biológico, las principales plagas y enfermedades son atendidas por su

importancia tanto nacional, regional o local; de acuerdo a su importancia encontramos a los descortezadores, muérdagos y plantas parásitas, defoliadores, barrenadores, insectos de conos y semillas, enfermedades vasculares, chupadores de savia, plagas y enfermedades de origen exótico (CONAFOR, 2010).

2.12 Antecedentes del muérdago en el arbolado de las áreas verdes urbanas de la Ciudad de México

En los últimos años el problema del muérdago se ha crecentado en el arbolado urbano de la Ciudad de México al grado de que el 99% de las especies arbóreas existentes están infestadas por estos organismos (PAOT, 2014), por otro lado, Cibrián *et al.* (2007) indican que especies del género *Phoradendron* causan infecciones de importancia sobre el arbolado urbano, y de las 20 que se mencionan en el estudio, solo *P. lanceolatum* Engelm. ex A. Gray está registrada en el Distrito Federal al igual que *Cladocolea diversifolia* (Benth.) Kuijt que afecta a *Populus spp.* y *Quercus spp.*; *C. loniceroides* (Tiegh.) Kuijt se ha consignado sobre sobre *Acacia sp.*, *Alnus sp.*, *Crataegus sp.*, *Fraxinus uhdei* (Wenz.) Lingelsh, *Ligustrum japonicum* Thunb., *Populus tremuloides* Michx., *Populus sp.*, *Prunus serotina* ssp. *capuli* (Cav.) McVaugh, *Quercus sp.*, *Salix bonplandiana* Kunth, *S. humboldtiana* Willd. y *S. babylonica* L., y, por último, *Struthanthus quercicola* (Schltdl. et Cham) Blume sobre árboles y plantas ornamentales de parques y jardines de la Ciudad de México.

Pérez, Romero y Ramírez (2006) registran a *Cladocolea loniceroides* y *Struthanthus quercicola* sobre diferentes especies arbóreas en varias calles de la Ciudad de México. Así mismo, Sandoval y Gutiérrez (2006) muestrearon áreas verdes y camellones en 10 delegaciones del Distrito Federal, observaron a 15 Familias botánicas susceptibles al muérdago verdadero, encontrando un 17 % de árboles sanos, 29% con infestaciones leves, 25% con infestación media y 29% con infestaciones severas. Por otro lado Alvarado-Rosales y Saavedra-Romero, (2005) encontraron que en México existen 119 especies del género *Cladocolea* con una incidencia importante en zonas urbanas de la Ciudad de México, por

ejemplo en la zona de Xochimilco donde el sauce *Salix* spp. es de las especies más afectadas.

Yunuen *et al.* (2015) Registraron la presencia de plantas parásitas de los géneros *Cladocolea* y *Struthanthus* en tres parques del Distrito Federal y el elemento más importante en las áreas urbanas es la severidad de su ataque, pues se ha calculado que 83 de cada 100 árboles en la Ciudad podrían ser infestados por dichos organismos y que al menos 53 % de ellos tendrían un nivel de daño severo. En las alamedas Norte y Sur la incidencia de plantas parásitas se detectó principalmente en *Populus tremuloides* Michx., *P. alba* L. y *Acer negundo* L. con una declinación progresiva de los árboles desde pérdidas parciales o totales del follaje, deformación en las copas por podas fitosanitarias severas (Alameda Sur), hasta la remoción de árboles muertos en pie (Yunuen *et al.*, 2015),

Díaz-Limón, Cano-Santana, y Queijeiro-Bolaños (2016) evaluaron la incidencia de muérdago en el bosque Tlalpan donde encontraron principalmente a dos especies de muérdago: *C. loniceroides* y *P. brachystachyum*, se identificaron siete especies hospederas susceptibles las cuales fueron hospederas de *Cladocolea loniceroides*, donde *F. uhdei* fue el huésped más frecuente y abundante, seguido de *Q. rugosa*.

2.13 Estadística clásica

En una escala planetaria, la biosfera terrestre presenta enormes variantes ambientales que determinan con claridad, de polo a polo y de sima a cima, los tipos de organismos que pueden sobrevivir y desarrollarse en diferentes regiones o estratos; en esta perspectiva se aprecian patrones que configuran la disposición espacial de las grandes poblaciones y comunidades bióticas en el globo terrestre. Pero si la escala de observación se aproxima a la que corresponde a un agricultor típico, la enorme heterogeneidad del ambiente físico también sufre restricciones, y su incidencia en los patrones espaciales de las poblaciones locales se combina y complementa con una compleja red de procesos biológicos interdependientes, tanto intra como interespecíficos que es

el ámbito donde se enfocan y han madurado notablemente las ciencias ecológicas (Graziano, Pinto, Collado & Robles, 1997). La estadística clásica mide la disposición espacial a través de diferentes índices muy útiles en la actualidad, por citar algunos tenemos: índice de Green, índices de Dispersión, distribución de Poisson y la binomial negativa.

1.13.1 Índice de dispersión

Se basa en la comparación de la varianza y la media aritmética, cuando el valor de ambas es similar, nos estamos refiriendo la distribución Poisson, se obtiene a través de la siguiente expresión:

$$ID = \frac{S^2}{\bar{x}} \quad (\text{Ecuación 1})$$

Este índice se fundamenta en la comparación de 2 parámetros estadísticos; la varianza (S^2) y la media aritmética (\bar{x}) donde la decisión de estos valores muestra la tendencia de la población hacia una forma específica de distribución.

1.13.2 Índice de Green

David y Moore (1954), propusieron una modificación del índice de agregación, el cual es independiente del número de muestras, bajo la siguiente ecuación:

$$IG = \frac{S^2/\bar{x}}{n-1} - 1 \quad (\text{Ecuación 2})$$

El índice de Green, se utiliza para comparar el muestreo con la población, los valores promedios de la muestra y el número de sitios de muestreo; este índice oscila entre -1 (uniforme), 0 (aleatorio) y 1 (máximo agrupamiento).

1.13.3 Índice de agrupamiento

David y Moore (1954), propusieron una modificación al índice de dispersión y lo denominaron índice de agrupamiento (*index of clumping*) y se obtiene a través de la siguiente expresión:

$$IC = \frac{S^2}{\bar{x}} - 1 \quad IC = ID - 1 \quad (\text{Ecuación 3})$$

El IC es igual a cero cuando presenta una distribución aleatoria, 1 cuando se encuentran distribuidos de forma uniforme y $n-1$ cuando presenta el máximo agrupamiento. Como era el caso del ID , el índice de agrupamiento no es muy útil debido a su dependencia en n . Esta crítica es aplicable a la mayoría de las variantes de ID .

1.13.4 Distribución binomial negativa

Un procedimiento para generar una binomial negativa es similar al que da origen a la distribución binomial, parte de una serie de observaciones tipo Bernoulli, en la que se tiene una probabilidad constante p de “éxito” y q “fracaso”, pero en el caso de la binomial negativa se realizan observaciones sucesivas de “fracasos” hasta que en un intento final se obtiene una observación que resulta en “éxito” y se da por terminada esa serie, registrándose el número de “fracasos” con el valor de la variable. El modelo así generado se conoce como geométrico y tiene las siguientes características:

1.- $x = 0, 1, 2, \dots$

2.- $p(0) = p$

$$p(1) = qp$$

y, en general,

$$P(x) = q^x p$$

3.- $F(z) = 1 / (q+pz)$

4.- $\mu = 1 / p$

$$\sigma^2 = \mu (q / P)$$

En seguida se postula extender este modelo a la suma de k observaciones para obtener el modelo llamado pascal, operación que involucra simplemente elevar la función generatriz del modelo geométrico a la potencia k . Así, en forma similar a la derivación del modelo binomial, en la función de probabilidades se generan

coeficientes que corresponden al número de combinaciones de $k - 1$ en $x + k - 1$, que se expresa mediante factoriales en la fórmula:

$$(k + x - 1)! / x! (k - 1)! \quad (\text{Ecuación 4})$$

Pero en el modelo binomial negativo el parámetro k no necesariamente es entero, por lo que esta condición requiere sustituir la función factorial por la función gama, sabiendo que $x! = \Gamma(x + 1)$. Así se obtiene el modelo binomial negativo con parámetros p y k , con las siguientes características:

$$1.- x = 0, 1, 2, \dots$$

$$2.- P(x) = \frac{\Gamma(x+k)}{x! \Gamma(k)} \cdot p^k q^x$$

$$3.- F(z) = \frac{p^k}{(1-qz)^k}$$

$$4.- \sigma^2 = \frac{kq}{p^2} = \frac{\mu}{p}$$

En donde se observa que σ^2 es mayor que μ , ya que p es menor que uno (Graziano, Pinto, Collado & Robles, 1997).

1.13.5 Distribución de Poisson

Para una distribución de organismos distribuidos de manera aleatoria, el modelo de Poisson da las probabilidades para el número de individuos por unidad de muestreo, bajo las siguientes condiciones: (1) cada unidad de muestreo natural tiene la misma probabilidad de tener a un individuo, (2) la ocurrencia de un individuo en la unidad de muestreo no influye en su ocupación por otro, y (4) el número de individuos por unidad de muestreo es relativamente bajo para la máxima posibilidad que podría ocurrir en el sitio de muestreo. Para conocer estas probabilidades, se requiere realizar una estimación del promedio del número de individuos por unidad de muestreo (μ).

Los pasos en este procedimiento son:

1. Hipótesis: El número de individuos por unidad de muestreo pertenece a una distribución de Poisson. Si esta hipótesis se acepta. Se concluye que la población se dispersa de forma aleatoria. Si la hipótesis se rechaza, la dirección del modelo no es aleatorio.
2. Frecuencia de distribución (Fx): Se resumen los datos de la muestra, que consisten en el número de individuos por unidad de muestreo, como una distribución de frecuencia.
3. Probabilidades de Poisson $P(x)$: La probabilidad de encontrar individuos en una unidad de muestreo, esto es, $P(x)$, dónde $x = 0, 1, 2, \dots, n$ individuos;

$$P(x) = (u^x e^{-u}) / x!$$

Dónde e es la base del logaritmo natural (2.7183) y $x!$ Es el factorial de x (por ejemplo, para $x = 3$, $x! = (3)(2)(1) = 6$). La media (u) es el único parámetro en el modelo de Poisson. Para estimar u , la x , es a través del promedio del número de individuos por unidad de muestreo. Usando la x , las probabilidades de $x = 0, 1, 2, \dots, n$, individuos por unidad de muestreo son:

$$P(0) = e^{-x}$$

$$P(1) = (\bar{x})^1 e^{-\bar{x}} / 1!$$

$$P(2) = \bar{x}^2 e^{-\bar{x}} / 2!$$

$$P(r) = (\bar{x})^r e^{-\bar{x}} / r!$$

La suma de las probabilidades, $P(x)$ será uno.

4. Las frecuencias esperadas de Poisson, (E_x): El modelo de Poisson es una distribución de probabilidad, y cuando cada probabilidad se multiplica por el número total (n) de las unidades de muestreos, el número esperado de dicha unidad de muestreo será $0, 1, 2, \dots, r$ individuos puede determinarse. Así permitiendo (E_x), represente las frecuencias esperadas de $x = 0, 1, 2, \dots, r$ individuos por unidad de muestreo, tenemos:

$$E0 = (N) P(0)$$

$$E1 = (N) P(1)$$

$$E2 = (N) P(2)$$

$$Er = (N) P(r)$$

5. Prueba estadística de X^2 : La prueba X^2 es usada para determinar frecuencias observadas (F_x , paso 2) comparar las frecuencias esperadas (E_x , Paso 4). La prueba estadística X^2 se conoce con la siguiente formula:

$$X^2 = \sum_{i=1}^n [(F_x - E_x)^2 / E_x] \quad \text{(Ecuación 5)}$$

Esta prueba estadística es comparada con la tabla de probabilidades X^2 con los grados de libertad $q - 2$ (recalcando que $q = r + 1$, paso 4). Si la prueba de estadística de X^2 es mayor que X^2 tabular (por ejemplo al 0.5%), se concluye que es improbable que la distribución de frecuencia sea una serie de Poisson y se rechaza la hipótesis nula.

2.14 Estadística espacial

El término estadística espacial, en su sentido más amplio engloba todo análisis estadístico con dimensión espacial. Las técnicas de análisis de la estadística espacial son relativamente recientes y forman parte de una rama de investigación muy activa, la cual está siendo aplicada no solo en la minería, donde surgió, sino también en muchos otros campos y muy diversos: Hidrología, Geología, Silvicultura, Meteorología, Edafología, Ciencias forestales, Epidemiología, Climatología, Industrias, Experimentos agrícolas, Topografía, etc.

Los métodos geoestadísticos proporcionan una medida más directa de la dependencia espacial, ya que tienen en cuenta la naturaleza bidimensional de la distribución de los organismos a través de su exacta localización, la geoestadística además, permite elaborar mapas de gran utilidad de la distribución espacial de un organismo (Isaaks & Srivastava, 1989).

2.15 Geoestadística

En la naturaleza, las variables físicas y biológicas muestran generalmente una importante heterogeneidad espacial. Ello no quiere decir que sea imposible encontrar un patrón de distribución. Al contrario, en la mayoría de los casos, existe una continuidad espacial entre las diferentes localizaciones. Un ejemplo es el caso de los trabajos relacionados con la ecología de los insectos. Aunque se pueden encontrar muchos estudios que tratan sobre las variaciones temporales de diversas poblaciones de insectos, hasta fechas muy recientes era menos común el análisis de las distribuciones espaciales de los mismos, debido a la dificultad que existía en el manejo de análisis de los datos. En algunos casos se intentó realizar la variación espacial de las poblaciones mediante el uso de índices de dispersión, comprobándose como era imposible la distinción de las distintas distribuciones espaciales con estos métodos, ya que ignoran la localización de las muestras (Taylor, 1984).

El desarrollo de los sistemas de la información geográfica (SIG) y la aplicación de la geoestadística ha supuesto un nuevo impulso al análisis de la distribución espacial aplicada a la ecología y a las ciencias ambientales. Un SIG es un conjunto de programas informáticos que sirven para captar, almacenar, recuperar, transformar, mostrar y analizar diversos tipos de datos espaciales. Los datos georreferenciados, es decir, con unas coordenadas conocidas con respecto a su origen predeterminado, pueden incorporarse a un SIG para generar mapas temáticos o coberturas. Por ejemplo, los tipos de suelo, las clases de cultivos o las densidades de insectos pueden mostrarse en unos mapas independientes. Además, los mapas temáticos pueden combinarse con el fin de analizar las posibles interacciones entre las diversas variables (Moral Garcia, 2004).

2.15.1 Etapas que comprende un análisis geoestadístico

- a) **Análisis exploratorio de los datos:** Comprende la aplicación de la estadística pura a los datos para obtener la mayor información posible de

los mismos y considerar la normalidad de estos. Si los datos no presentan una distribución normal, habrá que hacer ajustes usando los métodos del logaritmo base diez, logaritmo natural, coseno, entre otros.

- b) **Análisis estructural:** consiste en estimar y modelar una función que refleje la correlación espacial de las variables regionalizadas a partir de la adopción razonada de la hipótesis más adecuada acerca de su variabilidad. Esto quiere decir, que en dependencia de las características de estacionalidad del fenómeno se modelará la función de covarianza o de la varianza (Díaz Viera, 2002).
- c) **Kriging:** El Kriging es un término que ha sido acuñado para designar el “*mejor estimador lineal insesgado*” de un punto y al mejor promedio lineal móvil ponderado de un bloque. Este nombre apareció alrededor de 1960 para nombrar una técnica creada en Francia por Matheron a partir de los trabajos de D. G. Krige quien fue probablemente el primero que hizo uso de la correlación espacial y del mejor estimador lineal insesgado en el campo de la evaluación de yacimientos minerales.

2.15.2 Semivariograma

El semivariograma es una función matemática que expresa la evolución de la semivarianza de los incrementos de la variable regionalizada (según una dirección determinada) en función de la distancia entre muestras. A partir del semivariograma se puede calcular el error que se comete cuando se asigna el valor promedio de una serie de valores puntuales a un dominio mayor. Dicho cálculo, que recibe el nombre de varianza de estimación, permite la optimización de las técnicas de muestreo (Moral Garcia, 2004).

La formulación teórica del variograma de una función intrínseca aleatoria esta expresado por:

$$y^* (h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [z(x_i + h) - z(x_i)]^2 \quad (\text{Ecuación 6})$$

Donde:

$y^*(h)$ es el valor experimental del semivariograma para el intervalo de distancia h

$N(h)$ es el número de pares separados por el intervalo de distancia h

$z(x_i)$ es el valor de la variable de interés en el punto muestral

x_i y $z(x_i + h)$ es el valor de la variable de interés en el punto muestral $x_i + h$

Los puntos x y $x+h$ se debe entender que pueden estar en un espacio de n dimensiones como $n=1, 2$ ó 3 . En todos los casos es necesario determinar gama (h) en todas las direcciones posibles para identificar la orientación del comportamiento de la mineralización.

Si bien la expresión matemática indica que el variograma es función de h , en donde h es la distancia entre pares de muestras, esto significa que la función se creará con base en el valor promedio de la diferencia de pares de muestras que se encuentren distanciados a h metros.

2.15.3 Tipos de semivariogramas

En sentido amplio se considera por su forma que hay dos tipos principales de semivariogramas. En el primer tipo, la semivarianza se incrementa con el incremento del valor absoluto del intervalo $|h|$ hasta alcanzar un valor máximo a partir del cual se mantiene relativamente constante y oscila alrededor del mismo. Estos semivariogramas son conocidos como de tipo transitivo. El valor del intervalo a partir del cual el semivariograma no se incrementa es conocido como alcance o rango (radio de correlación) y marca el límite de la dependencia espacial de la propiedad. La varianza máxima es conocida como "*sill*" o meseta del semivariograma y teóricamente debe coincidir con la varianza a priori σ^2 de la muestra de la función aleatoria $Z(x)$ (Díaz Viera, 2002).

El segundo tipo de semivariograma aparenta un incremento sin límites, es decir son no acotados, por esto no presentan una varianza a *priori* finita.

Un aspecto del semivariograma que es importante señalar es que por definición $\gamma(0) = 0$ pero en la práctica el semivariograma muestral $\gamma^*(h)$ cuando h tiende a cero no necesariamente se anula. Esto es conocido como efecto "nugget" o pepita, y el valor del semivariograma en cero $\gamma(0)$ es conocido como la varianza "nugget" o microvarianza. En principio esto puede ocurrir solamente si existen discontinuidades en la función aleatoria. En la práctica su existencia se debe a la variación espacial que no puede explicar el variograma debido a la escala del muestreo. Para un material continuamente variable el efecto nugget se produce a partir de la contribución de los errores de medición y la variación a distancias mucho menores que el intervalo de muestreo más pequeño (Díaz Viera, 2002).

Aunque para el modelamiento de un variograma experimental se deben aplicar fórmulas o modelos matemáticos autorizados, estos modelos matemáticos tienen la característica de ser una función siempre positiva para cualquier valor de $|h|$. Los modelos autorizados son los siguientes:

Efecto pepita (Co). Corresponde a un fenómeno netamente aleatorio, sin correlación entre valores, y sin importar que tan próximos se encuentren ellos. Se aplica por lo general en el origen para $h=0$. En la práctica se obtiene al inferir y determinar en qué punto cruza el variograma experimental con el eje vertical. La interpretación del término "efecto de pepita" se aproxima a imaginar leyes de alto y bajo valor distantes pocos milímetros o centímetros, al aplicar la fórmula del variograma las diferencias entre ellas generan un alto valor del variograma a una distancia h de casi cero metros.

Modelo esférico. Corresponde a un comportamiento del variograma de crecimiento similar. La expresión matemática de este modelo es: Para valores de $h < a$.

$$\gamma(h) = C_0 + C \left[1.5\left(\frac{h}{a}\right) - 0.5\left(\frac{h}{a}\right)^3 \right] \quad \text{si } h \leq a \quad (\text{Ecuación 7})$$

$$\gamma(h) = C_0 + C \quad \text{si } h > a$$

Dónde: C_0 es el efecto pepita; $C_0 + C$ es la meseta y a representa el rango o alcance.

Sus características, pues son el alcance y la meseta. Es uno de los más empleados en la práctica, cuando se presenta una distribución espacial en agregados. Se caracteriza porque alcanza la meseta para una distancia finita ($h=a$). Es indicativo de fenómenos continuos (o con un conjunto a la suma numerable de discontinuidades), aunque no derivables. Es decir, fenómenos cuya representación puede presentar quiebros. Es decir, aparecen tanto fluctuaciones de pequeña amplitud pero gran frecuencia como de amplitud grande y frecuencia baja. Respecto a estas últimas, cabe notar que las amplitudes máximas están relacionadas con el valor de la meseta, o mejor, con su raíz cuadrada. Análogamente el período máximo (inverso de la frecuencia) será tanto mayor cuanto mayor sea el alcance.

Modelo exponencial. El modelo exponencial viene dado por:

$$\gamma(h) = C_0 + C \left(1 - e^{-\frac{h}{a}}\right) \quad (\text{Ecuación 8})$$

Donde: $C_0 + C$ es la meseta y a representa el rango o alcance, Por lo tanto, alcanza su meseta de forma asintótica:

$$\text{Meseta} = \lim_{h \rightarrow \infty} C_0 + C \left(1 - e^{-\frac{h}{a}}\right) = C_0 + C \quad (\text{Ecuación 9})$$

Este modelo es utilizado en casos de una distribución espacial en agregados. También, al igual que el modelo esférico, el semivariograma exponencial es representativo de fenómenos continuos salvo en un conjunto de puntos (en una dimensión), líneas (en dos dimensiones) o planos (en tres dimensiones).

Modelo Gaussiano. También alcanza su meseta asintóticamente. Es utilizado cuando la distribución espacial es en agregados. Este modelo se emplea para representar fenómenos “suaves”, es decir, continuos en todos los puntos y derivables en la mayoría.

Efecto pepita puro. Este modelo es indicativo de un fenómeno sin ningún auto correlación espacial. No es común emplearlo solo, sino en combinación con algún otro. Este modelo se utiliza cuando existe una distribución espacial al azar.

Efecto agujero. Es indicativo de fenómenos con componentes periódicos o casi periódicos.

Modelos monómicos. Se emplean para representar fenómenos no estacionarios (Samper & Carrera, 1996).

2.15.4 Validación

Una vez que los semivariogramas experimentales fueron ajustados a alguno de los modelos descritos fue necesario validarlos. La validación de los diferentes modelos ajustados a los semivariogramas experimentales se realizó con el procedimiento denominado validación cruzada (Isaaks & Srivastava, 1989).

Este método ha sido ampliamente utilizado para evaluar el grado de bondad de un modelo de semivariograma y reconocido como un método óptimo de estimación de sus parámetros. La operación de validar un semivariograma teórico ajustado a uno experimental siempre toma mucho tiempo, éste se considera como el último de los pasos importantes del análisis de variabilidad, debido a que una vez obtenido este resultado será utilizado en la estimación por *krigeado* en cualquiera de sus variantes. Este proceso se efectúa sucesivamente en todos los puntos muestrales y las diferencias entre los valores experimentales y los estimados se resumen mediante los denominados estadísticos de validación cruzada (Isaaks & Srivastava, 1989). Los parámetros del modelo a validar (C_0 , C y a) se van modificando en un procedimiento de prueba y error hasta la obtención de estadísticos de validación cruzada adecuados.

Estos estadísticos son los siguientes:

a) Media de los errores de estimación (MEE)

$$MEE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n [z^*(x_i) - z(x_i)] \quad (\text{Ecuación 10})$$

Donde:

$z^*(x_i)$: es el valor estimado de la variable de interés en el punto x_i

$z(x_i)$: es el valor medio de la variable de interés en el punto x_i

n : es el número de puntos muestrales utilizado en la interpolación

b) Error cuadrático medio (ECM)

$$ECM = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n [z^*(x_i) - z(x_i)]^2 \quad (\text{Ecuación 11})$$

Un modelo de semivariograma se considera adecuado si, como regla práctica, el ECM es menor que la varianza de los valores maestres (Hevesi *et al.*, 1992).

c) Error cuadrático adimensional (ECMA).

$$ECMA = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{[z^*(x_i) - z(x_i)]^2}{\sigma_k} \quad (\text{Ecuación 12})$$

Donde:

σ_k : es la desviación estándar del error esperado en la estimación con el Krigeado. La validez del modelo se satisface si ECMA está comprendido entre los valores $1 \pm 2 (2/N)^{0.5}$.

2.15.5 Nivel de dependencia espacial

Para conocer el grado de relación entre los datos correspondientes resulta importante establecer el nivel de dependencia espacial. Este valor se obtiene al dividir el efecto pepita entre la meseta y expresando en porcentaje el resultado. Si el resultado es menor de 25% el nivel de dependencia espacial es alta, si se encuentra entre 26 y 75% el nivel de dependencia espacial es moderado y si es mayor del 76% el nivel de dependencia es bajo (Cambardella *et al.*, 1994).

2.15.6 Elaboración de mapas

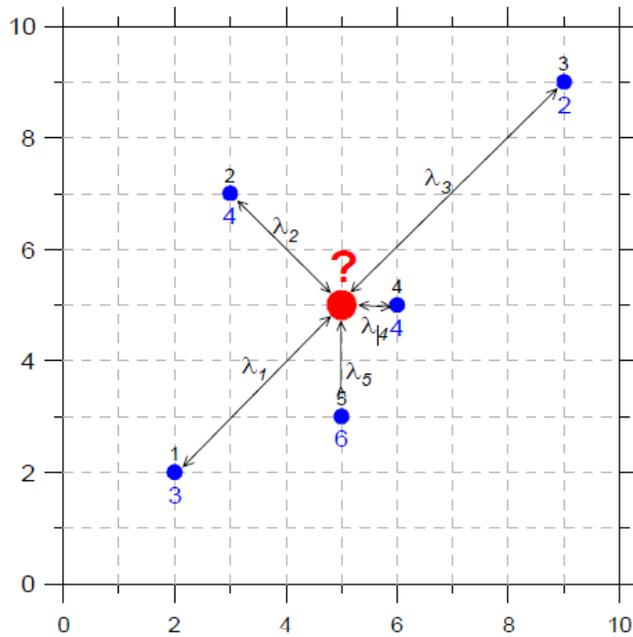
Una vez que los modelos de los semivariogramas correspondientes fueron validados se empleó el método geoestadístico denominado krigado para la elaboración de los mapas de densidad. El *krigeado* es un método de interpolación que permite la estima insesgada de puntos no muestreados.

El objetivo de la utilización de este método es obtener una estimación $Z^*(x)$, de $Z(x)$, como una combinación lineal de los valores medidos Z_i en los puntos de observación X_i . Y obtener además, la varianza del error de estimación. Por ser lineal, el estimador tiene la siguiente forma:

$$Z^* = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z_i \quad (\text{Ecuación 13})$$

Los parámetros λ_i se denominan coeficientes de ponderación o coeficientes de krigado. Z^* debe ser insesgado, es decir, $E(Z^* - Z) = 0$, por lo que suponiendo que Z es estacionaria la varianza del error de estimación es:

$$\begin{aligned} \text{Var}(Z^* - Z) &= E|Z^* - Z|^2 = E \left[\left(\sum_i \lambda_i Z_i \right) \left(\sum_j \lambda_j Z_j \right) \right] - 2E \left[\sum_i \lambda_i Z_i Z \right] + E[Z^2] \\ &= \sum_i \sum_j \lambda_i \lambda_j E(Z_i Z_j) - 2 \sum_i \lambda_i E(Z_i Z) + E(Z^2) \end{aligned} \quad (\text{Ecuación 14})$$



$$Z^* = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z_i$$

$\Rightarrow \lambda_i = ?$

Figura 2. Estimación o interpolación Espacial (Krigado).

Si se conocen $E(Z_i Z_j)$, $E(Z_i, Z)$ y $E(Z_2)$, lo cual es posible si se conoce el semivariograma o bien la función de covarianza, entonces basta obtener λ_i ($i = 1 \dots n$, número de puntos de observación), para que Z_i^* y su varianza queden perfectamente determinados. Los coeficientes λ_i se obtienen imponiendo que la varianza de estimación sea mínima. Esto da lugar a un sistema lineal de ecuaciones que se conoce con el nombre de ecuaciones de krigado. Bajo distintas hipótesis hay varios tipos de krigado a continuación se describen sus características distintivas.

1. **Krigado simple:** Se utiliza cuando la variable es estacionaria con media y covarianza conocidas.
2. **Krigado ordinario:** Se utiliza cuando la variable es estacionaria con covarianza conocida y media desconocida.
3. **Krigado con una derivada:** Cuando la media no es constante dentro de un área limitada.

4. Krigeado por bloques: Resuelve el problema de la estimación del valor promedio de una variable sobre un dominio (bloques) a partir de medidas puntuales o promediadas de la misma.

5. Krigeado ordinario: Para desarrollar las ecuaciones de este krigeado hay que imponer que la estimación sea lineal, insesgada y con varianza mínima:

1.- Linealidad

$$Z^* = \sum_i \lambda_i Z_i \quad \text{(Ecuación 15)}$$

2.- Sesgo nulo

$$E(Z^*) = E(Z), \text{ equivalente a } \sum_i \lambda_i = 1 \quad \text{(Ecuación 16)}$$

3.- Varianza mínima

$$E[Z^* - Z]^2 \text{ es mínimo} \quad \text{(Ecuación 17)}$$

Desarrollando esta última expresión se obtiene:

$$E[(Z^* - Z)^2] = E\left[\left(\sum \lambda_i Z_i - Z\right)^2\right] = E\left[\left(\sum \lambda_i Z_i - \sum \lambda_i Z\right)^2\right] =$$

$$= E\left[\left(\sum \lambda_i (Z_i - Z)\right)^2\right] =$$

$$= \left[\sum_i \lambda_i (Z_i - Z) \sum_j \lambda_j - Z\right] =$$

$$= \sum_i \sum_j \lambda_i \lambda_j E[(Z_i - Z)(Z_j - Z)] \quad \text{(Ecuación 18)}$$

Este último término se puede obtener a partir de la definición del semivariograma:

$$\begin{aligned}
\gamma(x_i - x_j) &= \frac{1}{2} E[(Z_i - Z_j)^2] \\
&= \frac{1}{2} E\{[(Z_i - Z) - (Z_j - Z)]^2\} \\
&= \frac{1}{2} E[(Z_i - Z)^2] + \frac{1}{2} E[(Z_j - Z)^2] - E[(Z_i - Z)(Z_j - Z)] \\
&= \gamma(x_i - x) + \gamma(x_j - x) - E[(Z_i - Z)(Z_j - Z)]
\end{aligned} \tag{Ecuación 19}$$

A partir de la formula (19) se obtiene el valor esperado que aparece en la última línea de la formula (18). Sustituyéndolo se obtiene:

$$E[(Z^* - Z)^2] = -\sum_i \sum_j \lambda_i \lambda_j \gamma(x_i - x_j) + \sum_i \sum_j \lambda_i \lambda_j \gamma(x_i - x) + \sum_i \sum_j \lambda_i \lambda_j \gamma(x_j - x) \tag{Ecuación 20}$$

Sacando el factor común a $\sum \lambda_i$ y $\sum \lambda_j$, que valen uno, en los dos últimos sumandos de la formula (Ecuación 20), y teniendo en cuenta que:

$$\sum_i \lambda_i \gamma(x_i - x) = \sum_j \lambda_j (x_j - x)$$

ya que i y j son índices de referencia, resulta la siguiente expresión de la varianza de estimación:

$$E[(Z^* - Z)^2] = -\sum_i \sum_j \lambda_i \lambda_j \gamma(x_i - x_j) + 2 \sum_i \lambda_i \gamma(x_i - x) \tag{Ecuación 21}$$

Para la minimización se emplea el método de los multiplicadores de *Lagrange*, que conduce a la siguiente función objetivo:

$$\zeta(\lambda_i, \mu) = \frac{1}{2} E[(Z^* - Z)^2] - \mu (\sum_i \lambda_i - 1) \tag{Ecuación 22}$$

que hay que minimizar con respecto a λ_i y μ . Para ello se igualan a cero las derivadas parciales de la formula (21) con respecto a los λ_i y a μ , lo que conduce al siguiente sistema lineal de (n+1) ecuaciones:

$$\sum_j \lambda_j \gamma(x_i - x_j) + \mu = \gamma(x_i - x) \quad i = 1, \dots, n$$

$$\sum_j \lambda_j = 1 \quad \text{(Ecuación 23)}$$

En forma matricial, este sistema tiene la siguiente expresión:

$$\begin{pmatrix} 0 & y_{12} & y_{1n} & 1 \\ y_{21} & 0 & y_{2n} & 1 \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ y_{nj} & y_{nj} & y_{n3} & 1 \end{pmatrix} \cdot \begin{pmatrix} \lambda_1 \\ \lambda_2 \\ \dots \\ \lambda_n \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} y_1 \\ y_2 \\ \dots \\ y_n \end{pmatrix} \quad \text{(Ecuación 24)}$$

Donde:

$$\gamma_{ij} = \gamma(x_i - x_j), \gamma_i = \gamma(x_i - x)$$

Si $-\gamma(h)$ es condicionalmente definida positiva, la matriz del sistema es siempre regular y siempre existe solución.

La varianza del error de estimación, también llamada varianza del krigado, se obtiene teniendo en cuenta que, al ser $E(Z^* - Z) = 0$,

$$\sigma_k^2 = \text{Var}(Z^* - Z) = E[(Z^* - Z)^2] \quad \text{(Ecuación 25)}$$

de donde se deduce, tras sustituir la primera línea de (Ecuación 23) en (Ecuación 21),

$$\text{Var}(Z^* - Z) = \sum_i \lambda_i \gamma(x_i - x) + \mu \quad \text{(Ecuación 26)}$$

Una de las ventajas del krigado sobre la mayoría de los interpoladores es la forma en que tiene en cuenta la distribución de los datos. Parece razonable exigir a cualquier estimador que asignase pesos máximos a los puntos situados más cerca y que estos fuesen disminuyendo a medida que aumenta la distancia entre

puntos de estimación y datos. Igualmente, parece razonable exigir que si dos puntos están muy próximos, sus pesos sean menores que si están alejados. En el método del krigeado no es preciso exigir estas propiedades porque se cumplen de forma natural. En este método de interpolación el error de estimación es mínimo y no sesgado. Es importante notar que la minimización del error se hace sobre la base de que se conoce el semivariograma con exactitud, sin embargo, la estimación del semivariograma es no sólo un proceso difícil, sino que no cuantificable. El krigeado es un estimador exacto, esto es, si se trata de estimar Z en un punto de observación, el resultado será el valor medido con incertidumbre nula. Las ecuaciones de krigeado no dependen de los valores medidos de las variables, sino solamente de sus posiciones y del semivariograma. La técnica del krigeado permite además la posibilidad de obtener mapas de la distribución espacial de los organismos estudiados, los cuales a su vez, tienen amplias utilidades (Samper y Carrera, 1996).

2.16 Análisis espacial por índices de distancia (*SADIE*)

Dentro de los nuevos desarrollos de la estadística espacial ha aparecido recientemente una nueva metodología llamada *SADIE* (Análisis Espacial por Índices de Distancia) que ha sido desarrollada por el Dr. Joe N. Perry del Dpto. de Entomología y Nematología de Rothamsted Experimental Station (Reino Unido). *SADIE* identifica el modelo espacial para datos bidimensionales, con un índice asociado de la agregación y de una prueba para la desviación de la aleatoriedad basada en un algoritmo de atracción, el cual incorpora un modelo biológico para la dispersión de individuos de un origen en el que a cada individuo se le asigna un territorio dinámico (Perry, 1998).

SADIE es una herramienta para el análisis de datos espacialmente explícitos en una o dos dimensiones basada en índices de distancia. Aunque ha sido específicamente diseñada para el análisis de conteos (p. ej. Número de insectos por planta), *SADIE* puede utilizarse además con datos binarios y variables ordinales y continuas previamente categorizadas. Entre las principales virtudes de *SADIE* se encuentran su simplicidad de uso para realizar todos los análisis,

su sencilla base matemática, la utilización de pruebas estadísticas para evaluar la significación de los patrones espaciales observados y la posibilidad de representar visualmente los resultados obtenidos con su aplicación, lo que facilita enormemente su interpretación. Otras características de interés de SADIE son el hecho de que tiene en cuenta la localización espacial de los datos, éstos no necesitan seguir ninguna distribución determinada y los resultados obtenidos están condicionados únicamente por la heterogeneidad presente en los datos. Utilizando una serie de índices de distancia, SADIE permite caracterizar el patrón espacial de una variable dada dentro de la zona de estudio (distinguiendo fundamentalmente tres tipos de patrón espacial: agregado, regular o aleatorio) y estimar la contribución de cada punto de muestreo al patrón espacial global. SADIE también permite evaluar estadísticamente los patrones de asociación/disociación espacial de dos variables en la zona de estudio, siempre que los datos de ambas hayan sido tomados en las mismas coordenadas, y generar índices de asociación/disociación local para cada punto de muestreo que pueden ser representados gráficamente mediante mapas (Maestre, 2003).

El objetivo de SADIE es establecer el modelo espacial de una población muestreada midiendo la distancia a la cual pueden desplazarse los individuos de la muestra observada (Perry, 1998).

2.16.1 Análisis del patrón espacial de variables individuales

A grandes rasgos, una variable determinada puede tener fundamentalmente tres tipos de patrón espacial: agregado, regular o aleatorio. Utilizando una serie de índices de distancia, y apoyándose de forma importante en representaciones gráficas, SADIE permite caracterizar el patrón espacial de una variable dada dentro de la zona de estudio, así como estimar la contribución de cada punto de muestreo al patrón espacial global. En este apartado se presenta de una forma sucinta la base matemática subyacente al cálculo de los principales índices, un aspecto que es importante conocer para poder interpretar de forma adecuada los resultados producidos por SADIE, así como para evaluar las ventajas e inconvenientes de esta técnica.

2.16.2 Índices I_a y J_a

En el presente trabajo se utilizó el índice basado en la distancia para la regularidad I_a y el índice J_a , basado en la distancia del agrupamiento Perry (1998) para establecer el modelo de distribución de las poblaciones de muérdago en los sitios evaluados.

- **Estimación de los índices I_a y J_a**

Los datos recolectados en una cuadrícula prediseñada (conformada por unidades de muestreo), se asumen como un sistema de conteo de individuos, donde $i = 1, \dots, n$ unidades de muestreo. Se asume además por ser conocidas la posición bidimensional (x_i, y_i) de cada unidad de muestreo y su conteo asociado, N_i . La distancia para la regularidad, D , es el valor mínimo de la distancia total que los individuos en la muestra pueden haberse movido, de una unidad de muestreo a otra, de modo que todas las unidades de muestreo contuvieran un número idéntico de individuos. La solución se refiere a la manera óptima en la cual los individuos se moverían desde cada unidad de muestreo con un conteo inicial más grande que la media, a otras unidades de muestreo con un conteo inicial más pequeño que la media. Si entonces los conteos observados se permutan aleatoriamente entre las unidades de muestreo, de modo que la muestra que resulta sea un cambio o reajuste simple de la original, entonces P_a (probabilidad de agregación) representa la proporción de muestras seleccionadas al azar con distancia para la regularidad tan grande como, o más grande que, el valor observado, D . Intuitivamente, con un valor grande de D podría esperarse que estuviera implicado una agregación, por ejemplo, un patrón espacial heterogéneo, e inversamente, un valor pequeño de D implicaría una regularidad, por ejemplo, un patrón espacial uniforme. Un valor de P_a derivado de un número suficientemente grande de aleatorizaciones proporciona una prueba formal de aleatoriedad; la hipótesis nula de aleatoriedad espacial se puede rechazar, si $P_a < 0.025$ (en favor de una hipótesis alternativa de agregación), o si $P_a > 0.975$ (en favor de la alternativa de regularidad) dando el usual 5% de probabilidad de

rechazar la hipótesis nula cuando es verdad. Si la distancia media aritmética para la regularidad de las muestras aleatorias se denota como E_a , entonces el índice de agregación, denominado I_a , está definido como $I_a = D/E_a$. Usualmente, se dice que una muestra es agregada si $I_a > 1$, la muestra es espacialmente aleatoria si $I_a = 1$, y la muestra es regular si $I_a < 1$. Un número total de 2000 aleatorizaciones son suficientes para derivar los valores de los índices correspondientes.

El término C denota la distancia para el agrupamiento, que es el valor mínimo de la distancia total que los individuos de la muestra deben moverse para congregarse en una unidad. Este valor se encuentra más pronto que D , usando una búsqueda directa simple sobre todas las unidades de muestreo; la unidad de muestreo con el valor mínimo se le denomina como el “foco” del agrupamiento. Permutaciones aleatorias de los conteos observados conducen a una proporción denominada Q_a (probabilidad de agrupamiento), con una distancia para el agrupamiento tan pequeña, o más pequeña que el valor observado, C . Intuitivamente, para datos que comprenden un agrupamiento individual, un valor pequeño de C denotaría un patrón espacial agregado; inversamente un valor alto de C implicaría un patrón espacial regular. Análogamente, la hipótesis nula de aleatoriedad puede ser rechazada si $Q_a < 0.025$ (en favor de la alternativa de agregación) o si $Q_a > 0.975$ (a favor de la alternativa de regularidad), y si la distancia media para el agrupamiento para muestras aleatorias se denota como F_a , entonces el índice de agregación J_a , se define como $J_a = F_a/C$.

Como en el caso del índice I_a , valores de $J_a > 1$ usualmente indican una muestra agregada, $J_a = 1$ representan datos espacialmente aleatorios y $J_a < 1$ muestras regulares. De esta manera, los valores del índice J_a sirven para corroborar los resultados obtenidos con el índice I_a . Además, este índice se utiliza para discriminar entre patrones espaciales donde hay un único agrupamiento importante para el cual sus valores son significativamente mayores que la unidad, y en donde hay dos o más agrupamientos para los cuales su valor no es significativamente diferente de la unidad o incluso menor que ella. Para

determinar la significación con respecto a la unidad se utiliza su probabilidad respectiva (Q_a) (Perry, 1998).

El programa utilizado en este trabajo para determinar los valores y las probabilidades de ambos índices fue el *SADIE 1.22* (Perry, 1998).

2.17 Bibliografía

Alvarado-Rosales, D., & Saavedra-Romo, L. de L. (2005). El género *Cladocolea* (Loranthaceae) en México: Muérdago verdadero o injerto. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales Y Del Ambiente*, 5–9.

Andrew V, G. (2013). Spatial distribution of eastern mistletoe (*Phoradendron leucarpum*, Viscaceae) in an urban environment. *Journal of Alabama Academy of Science*, 84(3–4), 155–167.

Aukema, J. E. (2004). Distribution and dispersal of desert mistletoe is scale-dependent, hierarchically nested. *Ecography*, 27(2), 137–144. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.03640.x>

Byamukama, E., Robertson, A. E., and Nutter, F. W., J. 2011. (2011). Quantifying the Within-Field Temporal and Spatial Dynamics of Bean pod mottle virus in Soybean. *Plant Disease*, 95(2), 126–136. <https://doi.org/doi:10.1094/PDIS-07-09-0469>

Cantón, M. A., De rosa, C., & Kasperidus, H. (2003). Sustentabilidad del bosque urbano en el área metropolitana de la ciudad de Mendoza. Análisis y diagnóstico de la condición de las arboledas. *Avances En Energías Renovables Y Medio Ambiente*, 7(1), 29–34.

Checa-Artasu, M. M. (2016). Las áreas verdes en la Ciudad de México. *Revista Bibliográfica de Geografía Y Ciencias Sociales*, 21, 22. Retrieved from <http://www.ub.edu/geocrit/b3w-1159.pdf>.

CONAFOR. (2010). Manual de Sanidad. Disponible en línea. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/.../Manual_de_sanidad_for_estal.pdf. 15 de noviembre de 2017.

- Davila, J. ., Solares, V. ., Figueroa, D. ., & Sanchez, J. . (2013). Comportamiento Espacial de Trips (Insecta: Thysanoptera), en Plantaciones Comerciales de Aguacate (*Persea Americana* Mill.) En Zitácuaro, Michoacán, México. *Acta Zoologica Mexicana*, 29(3), 545–562. Retrieved from <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=a9h&AN=94457784&lang=es&site=ehost-live>
- Díaz-Limón, M. P., Cano-Santana, Z., & Queijeiro-Bolaños, M. E. (2016). Mistletoe infection in an urban forest in Mexico City. *Urban Forestry & Urban Greening*, 17, 126–134. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2016.04.004>
- Díaz Viera, M. A. (2002). *Geoestadística aplicada. Instituto de Geofísica*. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Gómez, F. (2005). *Las zonas verdes como factor de calidad de vida en ciudades. CIUDAD Y TERRITORIO* (Vol. 37).
- Javier, V., Padilla, A., Bautista, E. V., Tejeda, T. H., González, A., Enrique, M., & Sánchez, R. (2012). True Mistletoes of the Trees of Mexico City. *Revista Mexicana De Ciencias Forestales*, 4(34–45).
- Jiménez, A., López, M. A., Gonzáles-Andújar, J. L., Ocete, M. E., & Soria, F. J. (2008). Distribución espacial y mapeo de *Curculio elephas* Gyllenhal en encina (*Quercus ilex* L.) Spatial distribution and mapping of *Curculio elephas* Gyllenhal in holm oak (*Quercus ilex* L.). *Agrociencia*, XII, 35–43.
- López De Buen, L., Francisco Ornelas, J., & Guadalupe García-Franco, J. (2002). Mistletoe infection of trees located at fragmented forest edges in the cloud forests of Central Veracruz, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 164(1–3), 293–302. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00624-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00624-7)
- Malaca, N. (2012). Contribucion de las areas verdes urbanas a la calidad ambiental del distrito de Comas-Lima, al año 2011. *Rev. Del Instituto de Investigación (RIIGEO), FIGMMG-UNMSM*, 15, 117–121.
- Maldonado, Z. F., Ramírez, D. J., Rubí, A. M., Antonio, N. X., & Lara, D. V. (2016).

- Distribución espacial de trips en aguacate en Coatepec Harinas, Estado de México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 7(4), 845–856. Retrieved from <http://cienciasagricolas.inifap.gob.mx/editorial/index.php/agricolas/article/view/102/86%5Cnhttp://cienciasagricolas.inifap.gob.mx/editorial/index.php/agricolas/article/view/26>
- Malhado, a C. M., & Petrere, M. (2004). Behaviour of dispersion indices in pattern detection of a population of angico, *Anadenanthera peregrina* (Leguminosae). *Brazilian Journal of Biology*, 64(2), 243–9. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842004000200009>
- Maruyama, P. K., Mendes-Rodrigues, C., Alves-Silva, E., & Cunha, A. F. (2012). Parasites in the neighbourhood: Interactions of the mistletoe *Phoradendron affine* (Viscaceae) with its dispersers and hosts in urban areas of Brazil. *Flora*, 207(10), 768–773. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2012.08.004>
- Mathiasen, R. L., Shaw, D. C., Nickrent, D. L., & Watson, D. (2008). Mistletoes: Pathology, Systematics, Ecology, and Management. *Plant Disease*, 92(7).
- Matula, R., Svátek, M., Pálková, M., Volařík, D., & Vrška, T. (2015). Mistletoe infection in an oak forest is influenced by competition and host size. *PLOS ONE*, 10(5), 1–11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0127055>
- Melo, E. P. De, Fernandes, M. G., Degrande, P. E., Cessa, R. M. A., & Jorge, L. (2006). Distribuição Espacial de Plantas Infestadas por *Spodoptera frugiperda* (J . E . Smith) (Lepidoptera : Noctuidae) na Cultura do Milho. *Neotropical Entomology*, 35, 689–697. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-566X2006000500018>
- Moral Garcia, F. L. (2004). Aplicación de la geoestadística en las ciencias ambientales. *Ecosistemas*, 13(1), 78–86.
- PAOT. (2010). Presente y Futuro de las Áreas Verdes y del Arbolado de la Ciudad de México. México.
- Quero, J. L. (2006). SADIE como herramienta de cuantificación de la

heterogeneidad espacial: casos prácticos en el Parque Nacional de Sierra Nevada (Granada , España). *Ecosistemas*, 15(3), 40–47. Retrieved from <http://www.ugr.es/~jlquero/Quero 2006 Ecosistemas.pdf>

Ramírez-Dávila, J. F., & Porcayo-Camargo, E. (2009). Estudio de la distribución espacial del muérdago enano (*Arceuthobium* sp .) en el Nevado de Toluca , México. *Madera Y Bosques*, 15.

Ramírez Dávila, J. F., & Porcayo Camargo, E. (2010). Estudio comparativo de la distribución espacial del muérdago enano (*Arceuthobium* sp.) en la ladera norte del Parque Nacional Nevado de Toluca, México. *Bosque*, 31(1), 28–38. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002010000100004>

Ramón, B. P., Cruz, M. De, Zavala, I., & Zavala, M. A. (2016). Factors influencing the dispersion of *Arceuthobium oxycedri* in Central Spain : evaluation with a new null model for marked point patterns. *Forest Pathology*, (Watson 2011), 1–12. <https://doi.org/10.1111/efp.12279>

Reyes, I., & Gutiérrez, J. (2010). Los servicios ambientales de la arborización urbana: Retos y aportes para la sustentabilidad de la Ciudad de Toluca. *Quivera*, 12(1), 96–102. Retrieved from <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=40113202009%5CnCdmo>

Ricotta, C., Grapow, L. C., Avena, G., & Blasi, C. (2001). Topological analysis of the spatial distribution of plant species richness across the city of Rome (Italy) with the echelon approach. *Landscape and Urban Planning*, 57(2), 69–76. Retrieved from isi:000172466200002%5Cnfile:///H:/Papers/Stadt?kologie/Ricotta_etal_2001.pdf%5Cnfile:///H:/Papers/Stadt?kologie/Celesti-Grapow_etal_2006.pdf

Rist, L., Uma Shaanker, R., & Ghazoul, J. (2011). The Spatial Distribution of Mistletoe in a Southern Indian Tropical Forest at Multiple Scales. *Biotropica*, 43(1), 50–57. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00643.x>

Sayad, E., Boshkar, E., & Gholami, S. (2017a). Different role of host and habitat features in determining spatial distribution of mistletoe infection. *Forest*

Ecology and Management, 384, 323–330.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.012>

Sayad, E., Boshkar, E., & Gholami, S. (2017b). Forest Ecology and Management
Different role of host and habitat features in determining spatial distribution
of mistletoe infection. *Forest Ecology and Management*, 384, 323–330.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.012>

Solís-Gracia, V., & Suzán-Azpiri, H. (2014). Análisis de la distribución espacial
del muérdago (*Phoradendron californicum*) en el sur del Desierto Sonorense.
Cactáceas Y Suculentas Mexicanas, 59, 11–28.

Ward, M. J., & Paton, D. C. (2007). Predicting mistletoe seed shadow and patterns
of seed rain from movements of the mistletoebird, *Dicaeum hirundinaceum*.
Austral Ecology, 32(2), 113–121. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01668.x>

Xolocotzi, R. (2012). Incorporando desarrollo sustentable y gobernanza a la
gestión y planificación de áreas verdes urbanas. *Frontera Norte*, 24(48),
165–190. Retrieved from http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0187-73722012000200007&script=sci_arttext

Yunuen, A., Hernández, Z., Manuel, V., Alcalá, C., Ángel, M., & López, L. (2015).
Identificación de daños en el arbolado de tres parques del Distrito Federal.
Revista Mexicana de Ciencias Forestales, 6(32), 63–82.

3.- DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DEL MUÉRDAGO (*Santalales: Loranthaceae*) EN LAS ÁREAS VERDES DE LA DELEGACIÓN COYOACÁN, CD. MÉXICO

Pablo Espinoza-Zúñiga¹, David Cibrián Tovar² *, José Francisco Ramírez-Dávila³, Antonio Villanueva Morales⁴, Jordi Izquierdo-Figarola⁵, Jesús Morales Bautista⁶

3.1 Resumen

El objetivo de la presente investigación fue determinar mediante el uso de la Estadística Clásica, la Estadística Espacial y la Geoestadística el patrón de distribución del muérdago verdadero en la Delegación Coyoacán. Se evaluó el arbolado de 49 sitios, de los cuales 16 presentaron presencia de muérdago. Se determinó el patrón espacial de muérdago, se generaron semivariogramas experimentales y se obtuvieron mapas de agregación de esta plaga, así como también la superficie infestada. Los resultados obtenidos con la Estadística Espacial y la Geoestadística mostraron una estructura espacial agregada de este organismo. Por otro lado, la Estadística Clásica se ajustó a una disposición espacial agregada del

muérdago; sin embargo con este método no se pudieron elaborar mapas de densidad que muestren los diferentes focos de agregación de esta plaga. La especie de árbol, altura, hábitat, condición fitosanitaria y edad juegan un papel importante en la autocorrelación espacial de muérdago y hospedante. Con los mapas de densidad se observó que hay diferentes zonas de agregación, donde se encontró que la mayoría de los sitios presentó más del 50 % de infestación. Este estudio contribuye en la planeación de acciones en el manejo dirigido de muérdago sobre las áreas mayormente infestadas y mejorar las labores culturales que se aplican a las áreas verdes Urbanas de la Ciudades.

Palabras clave: agregación, geoestadística, hábitat, infestación, semivariogramas.

3.2 Abstract

Spatial distribution of muerdago (*Santalales: Loranthaceae*) in the green areas of the delegation coyoacán, cd. Mexico

The objective of this investigation was to determine the distribution pattern of the true mistletoe in the Delegation of Coyoacán through the use of classical statistics, spatial statistics and geostatistics. 49 woodland sites were evaluated, of which 16 had the presence of mistletoe. The spatial pattern of the mistletoe was determined. Semivariograms were generated experimentally and aggregation maps of this pest were obtained, as well as the infested surface. The results obtained with the Spatial Statistics and Geostatistics showed an aggregated spatial structure of this organism. On the other hand, it was possible to adjust the Classical Statistics to an added spatial

arrangement of the mistletoe; however, with this method it was not possible to elaborate density maps showing the different foci of aggregation of this pest. Tree species, height, habitat, plant condition and age all play an important role in the spatial autocorrelation of mistletoe and host. Using density maps it was observed that there are different zones of aggregation, which show that most of the sites have more than 50% of infestation. This study contributes to planning actions for the management of mistletoe on the most infested areas and to improve the cultural tasks that are applied to the urban green areas of the Cities.

Keywords: aggregation, geostatistics, habitat, infestation, semivariograms.

3.3 Introducción

Los bosques urbanos al estar expuestos a dinámicas intensas de perturbación producto de la relación naturaleza-hombre, requieren de acciones de conservación, principalmente, por ser proveedores de beneficios ecosistémicos indispensables para el buen vivir, no solo en las grandes urbes, sino, también, en las pequeñas ciudades. Los bienes aportados mediante la presencia de los bosques en centros urbanos, incluyen la captura de dióxido de carbono, mejoran la calidad del aire, posibilitan la recarga de mantos acuíferos, reducen la presencia del ruido y la contaminación, así como permiten el desarrollo de paisajes estéticos y sirven de refugio a la fauna silvestre (Cantón, De Rosa, & Kasperidus, 2003). Las plantas parasitas (muérdago verdadero) provocan efectos negativos sobre los hospederos, en particular, sobre aquellos árboles que son de importancia económica, frutícola, forestal y paisajística (Cibrián, 2007). Sus efectos varían en función no solo de su capacidad de tomar agua y nutrientes del árbol hospedante; sino que también, dependen de las condiciones ambientales en las que se desarrolla el anfitrión, su tamaño, edad y densidad (Knutson, 1983). La dispersión de semillas se hace por las aves que se alimentan de los frutos maduros; sin embargo, éstas no son los únicos vectores para la propagación de las semillas; también, lo hacen algunos mamíferos entre los que se destacan las ardillas, mismas que se alimentan de los tallos, frutos y semillas de los árboles que cohabitan (Mathiasen *et al.*, 2008).

Es importante la aplicación de herramientas y métodos que nos permitan determinar la distribución espacial de las poblaciones del muérdago verdadero en las áreas verdes de las ciudades, y de esa forma contribuir en la elaboración de programas de manejo y control. La geoestadística se define como la aplicación de la teoría de funciones al reconocimiento y la estimación de fenómenos naturales (Ramírez-Dávila & Porcayo, 2010).

Los métodos geoestadísticos proporcionan una medida más directa de la dependencia espacial ya que tienen en cuenta la naturaleza bidimensional de la distribución de los organismos a través de su exacta localización espacial (Moral

García, 2004). La geoestadística, permite la elaboración de mapas que son de gran utilidad para poder observar la distribución espacial de una plaga objeto de estudio (Ramírez-Dávila & Porcayo, 2010). Dentro de los nuevos desarrollos de la estadística espacial ha surgido recientemente una nueva metodología llamada Análisis Espacial por Índices de Distancia (SADIE por sus siglas en inglés) desarrollada por N. Perry (Dávila & Gonzales, 2006). El método indica la heterogeneidad en la distribución espacial de los organismos evaluando la no aleatoriedad de interacciones entre individuos (Perry, 1998). Este método tiene la ventaja de usar datos en forma de conteos y de considerar su ubicación en dos dimensiones, lo que da resultados más robustos que si sólo se consideran frecuencias por unidad muestral (Solís-Gracia & Suzán-Azpiri, 2014). Con SADIE se obtiene información sobre las asociaciones espaciales entre dos poblaciones (o especies) estimando la contribución de cada unidad muestral al coeficiente de correlación global denominado " χ " (Maestre, 2003).

3.4 Objetivos

Establecer el tipo de distribución espacial de las poblaciones del muérdago verdadero en las áreas verdes urbanas de la Delegación Coyoacán, Ciudad de México, con la aplicación de la estadística no espacial (Índices de Dispersión y Distribuciones Estadísticas), la Geoestadística y Análisis Espacial por Índices de Distancia (SADIE).

Elaboración de mapas de densidad de la distribución del muérdago verdadero en la Delegación Coyoacán y establecer la superficie infestada por este organismo.

3.5 Materiales y métodos

3.5.1 Localización del área de estudio

La delegación Coyoacán se localiza en las coordenadas geográficas: Latitud Norte 19° 21' 00" y 99° 09' 42" de Longitud Oeste (INEGI, 2014). Esta cuenta una superficie total de 54.02 km², de los cuales 8.57 km² son áreas verdes urbanas, concentrando el 9.54 % del total de la Ciudad de México (SEDEMA, 2010).

Para el estudio de la distribución espacial del muérdago en la localidad de Coyoacán se levantaron 49 sitios de muestreo, esta distribución fue definida considerando el porcentaje de área verde y superficie de la Delegación (SEDEMA, 2010); cada uno con una dimensión de 400 m². Se tomaron variables dasométricas como: diámetros, alturas, estrato arbóreo, condición física del árbol, especie del árbol, estado fitosanitario de los árboles, coordenadas espaciales y además se asignó una escala de nivel de infestación de la planta parásita (muérdago) que va de cero a cinco. Para poder aplicar los métodos geoestadísticos se realizó un remuestreo en los sitios mayormente afectados por muérdago (16 sitios), se delimitaron con una superficie de 500 m², y se levantó una muestra aleatoria de 20 árboles; se generó una base de datos en el programa Excel® utilizando las coordenadas geográficas de los árboles y las escalas de infestación para su análisis correspondiente.

3.5.2 Estadística clásica o no espacial

Uno de los numerosos métodos para establecer la distribución espacial de los organismos son los de contagio, aleatoria y regular, índices de Dispersión y Green (David & Moore, 1954). Estos métodos fueron utilizados en la presente investigación con la finalidad determinar la estructura espacial del muérdago verdadero y observar si existe alguna diferencia con los resultados encontrados con la estadística espacial. Para las distribuciones estadísticas se utilizó el programa MLP de máxima verosimilitud para ajustar los modelos a los datos obtenidos (Ross, 1987). Las bondades de ajuste fueron examinadas con un test χ^2 (Ramírez-Dávila & Porcayo-Camargo, 2009).

3.5.3 Estadística espacial (SADIE)

SADIE identifica el modelo espacial para datos bidimensionales, con un índice asociado de la agregación y de una prueba para la desviación de la aleatoriedad basada en un algoritmo de atracción, el cual incorpora un modelo biológico para la dispersión de individuos de un origen en el que a cada individuo se le asigna un territorio dinámico. Es un índice biológicamente más descriptivo e informativo

de la distribución espacial de las poblaciones objeto de estudio (Dávila, Solares, Figueroa & Sánchez, 2013). Los datos recogidos en un sitio de muestreo prediseñado, se consideran como un sistema de conteos de individuos, donde $i = 1, \dots, n$ unidades de muestreo, se conoce además, la posición bidimensional (X_i, Y_i) de cada unidad de muestreo y su conteo asociado, N_i . La distancia para la regularidad, “D”, es el valor mínimo de la distancia total que los individuos en la muestra pueden haberse movido, de una unidad de muestreo a otra. Si los conteos observados se permutan aleatoriamente entre las unidades de muestreo, de tal forma que la muestra que resulta sea un cambio o un reajuste simple de la original, entonces P_a (probabilidad de agregación) representa la proporción de muestras seleccionadas al azar con distancia para la regularidad tan grande como el valor observado. Un valor de P_a derivado de un número suficientemente grande de aleatorizaciones proporciona una prueba formal de aleatoriedad; la hipótesis nula de aleatoriedad espacial se puede rechazar, si $P_a < 0,025$ (en favor de una hipótesis alternativa de agregación), o si $P_a > 0,975$ (en favor de la alternativa de regularidad). Usualmente se dice que una muestra es agregada si $I_a > 1$, la muestra es espacialmente aleatoria si $I_a = 1$, y la muestra es regular si $I_a < 1$ (Ramírez & Porcayo, 2009). El programa empleado para determinar los valores y las probabilidades de los índices antes mencionados fue el SADIE 1.22.

3.5.4 Análisis geoestadístico

Se obtuvo el semivariograma experimental el cual es una función monótona creciente, alcanzando un valor límite, denominado meseta, la cual equivale a la varianza muestral (Moral García, 2004), a partir de los valores de la escala o nivel de infestación del muérdago presente en las copas de los árboles muestreados en cada uno de los sitios de muestreo, el valor experimental del semivariograma se calculó con la siguiente expresión (Journel & Huijbregts, 1978; Isaaks & Srivastava, 1989):

$$y^*(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [z(x_i + h) - z(x_i)]^2 \quad (1)$$

Donde:

$y^*(h)$ es el valor experimental del semivariograma para el intervalo de distancia h

$N(h)$ es el número de pares separados por el intervalo de distancia h

$z(x_i)$ es el valor de la variable de interés en el punto muestral

x_i y $z(x_i + h)$ es el valor de la variable de interés en el punto muestral $x_i + h$

El semivariograma es una función monótona no decreciente, ya que al aumentar h también aumenta, al menos en sentido cuadrático, la diferencia entre $z(x_i + h)$ y $z(x_i)$. Si z es estacionaria, γ alcanza un valor límite constante llamado meseta ($C + C_0$) que coincide con la varianza σ^2 de z . La distancia a la que se alcanza este valor se le denomina rango, este valor marca la zona de influencia en torno a un punto, más allá de la cual la autocorrelación es nula. $\gamma(0) = 0$, con frecuencia el semivariograma es discontinuo en el origen, con un salto finito que se llama pepita (C_0). El efecto pepita (*nugget* por sus siglas en inglés) representa la incertidumbre asociada a los datos experimentales o a la variabilidad espacial que pueda existir a una escala de muestreo menor que la efectuada (Samper & Carrera 1996).

3.5.5 Estimación de los parámetros del modelo de semivariograma

Una vez calculado el semivariograma experimental, a cada sitio de muestreo se le ajustó un modelo teórico. Los modelos teóricos utilizados en la presente investigación fueron el esférico, exponencial y gaussiano (Gringarten & Deutsch, 2001), siguiendo los parámetros determinados por Samper y Carrera (1996). Para ajustar los semivariogramas experimentales a los semivariogramas de los muestreos en cada sitio se usó el programa Variowin 2.2 (Maldonado, Ramírez, Rubí, Antonio & Lara, 2016).

3.5.6 Validación del modelo teórico

La validación de los diferentes modelos (esférico, exponencial y gaussiano) ajustados a los semivariogramas experimentales se realizó con el procedimiento denominado validación cruzada (Isaaks & Srivastava, 1989). Con esta técnica, se elimina un valor muestral y se emplea el método de interpolación geoestadístico denominado Krigado, junto con el modelo de semivariograma a validar, para estimar el valor de la variable de interés en dicho punto muestral a partir de los restantes valores muestrales (Ramírez & Porcayo, 2008). Este proceso se efectúa sucesivamente en todos los puntos muestrales y las diferencias entre los valores experimentales y los estimados se resumen mediante los denominados estadísticos de validación cruzada; los parámetros del modelo a validar C_0 , C (meseta) y (rango o alcance) se van modificando en un procedimiento de prueba y error hasta la obtención de los estadísticos de la validación cruzada adecuados (Maldonado *et al*; 2016) estos se mencionan a continuación:

- a) **Media de los errores de estimación (MEE).** El MEE no debe ser significativamente diferente de 0 (prueba de t), en cuyo caso indicaría que el modelo del semivariograma permite el cálculo de estimaciones no sesgadas.
- b) **Error cuadrático medio (ECM).** Un modelo de semivariograma se considera adecuado si, como regla práctica, el ECM es menor que la varianza de los valores muestrales (Hevesi, Istok & Flint, 1992).
- c) **Error cuadrático medio adimensional (ECMA).** La validez del modelo se satisface si ECMA está comprendido entre los valores $1 \pm 2 (2/N)^{0.5}$. Además se debe cumplir que la varianza de los errores de estimación debe ser \leq que la varianza muestral (Samper & Carrera, 1996).

3.5.7 Nivel de dependencia espacial

La determinación del grado de relación o nivel de dependencia espacial se obtuvo al dividir el efecto pepita entre la meseta y expresado en porcentaje su resultado. Si el resultado es menor que el 25% el nivel de dependencia espacial es alta, si se encuentra entre 26 y 75% el nivel de dependencia espacial es moderado y si es mayor del 76% el nivel de dependencia es bajo (Cambardella *et al*; 1994).

3.5.8 Elaboración de mapas

Se realizó la interpolación a través del Kriging ordinario, esta técnica permite la estimación insesgada de valores asociados a puntos que no fueron muestreados, las estimaciones obtenidas fueron representadas en forma de mapas para cada sitio de muestreo mediante el uso del programa Surfer 9.0 (Surface-Mapping System, Golden Software Inc. 809, 14th Street. Golden, Colorado 804011866. USA).

3.5.9 Superficie infestada

Con los mapas realizados, utilizando el método del Kriging ordinario, se determinó el porcentaje de infestación cubierto por el muérdago en los sitios de muestreo; para la elaboración de los mapas se utilizó el programa Surfer 9.0 (Moral García, 2004).

3.6 Resultados

3.6.1 Estado general del arbolado muestreado en la Delegación Coyoacán

Del total de sitios muestreados *Fraxinus uhdei* (Wenz.) Lingelsh fue la especie más frecuente, le siguen las especies *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh y *Eucalyptus globulus* Labill. Las especies de la familia Loranthaceae o muérdago verdadero encontradas en los sitios de muestreo fueron *Cladocolea linoceroides* (Van Tieghem) Kuijt (51.61%), *Struthanthus interruptus* (Kunth) G. Don (41.94%); también se encontró presencia del heno motita *Tillandsia recurvata* (L.) L. 1762 (6.45%). La especie *Cladocolea linoceroides* de manera general se encontró en

ocho especies de árboles, y la más susceptible fue *Populus tremuloides* Michx. , por otro lado el *Struthanthus interruptus* se encontró que la especie más susceptible es la *Casuarina equisetifolia* (L.), 1759.

3.6.2 Estadística no espacial

El índice de Dispersión indica que en la mayoría de los sitios de muestreo se encontró una distribución agregada del muérdago, a diferencia de los sitios 3, 16 y 37, donde indica que la distribución del parasito es aleatoria. Por su parte con lo obtenido con el índice de Green se confirma dicha agregación, los valores arrojados por este índice son bajos, por lo que se puede decir que la agregación del muérdago en los sitios de muestreo es baja (cuadro 1). En base a las distribuciones estadísticas, los resultados muestran que en los árboles de los sitios 2, 3, 4, 7, 8, 9, 15, 16, 18, 20, 34, 36, 37 y 38 los datos se ajustaron a una distribución estadística binomial negativa (agregación del muérdago). Para los sitios 8 y 37 se ajustó a una distribución de Poisson (distribución aleatoria), (Cuadro 1). Los resultados obtenidos por el índice de Dispersión y al mismo tiempo el índice de Green en su mayoría se ajustaron a una disposición de contagio del muérdago, sin embargo los sitios 5 y 25 no se ajustaron a ninguna distribución estadística, ya que no fue posible obtener la convergencia de los algoritmos de ajuste por máxima verosimilitud.

Cuadro 1. Índices de Dispersión y distribuciones estadísticas del muérdago verdadero.

Sitios	Índice de Dispersión	Índice de Green	Poisson	Binomial negativa	<i>k</i>
2	2.45 ^s	0.004	NS	S	2.56
3	1.44 ^{ns}	0.009	NS	S	3.98
4	2.95 ^s	0.005	NS	S	1.29
5	2.07 ^s	0.002	NA	NA	-
7	3.21 ^s	0.006	NS	S	2.14
8	2.61 ^s	0.008	S	S	7.56
9	3.06 ^s	0.011	NS	S	3.37

15	2.29 ^s	0.007	NS	S	1.51
16	1.27 ^{ns}	0.003	NS	S	1.93
18	2.65 ^s	0.009	NS	S	2.77
20	3.19 ^s	0.012	NS	S	1.12
25	2.28 ^s	0.007	NA	NA	-
34	3.68 ^s	0.010	NS	S	5.32
36	2.44 ^s	0.008	NS	S	3.75
37	1.51 ^{ns}	0.002	S	S	6.24
38	3.05 ^s	0.005	NS	S	2.89

S=significativa; NS= no significativa; nivel de significación al 5%; NA=no Ajustado

3.6.3 Estadística espacial

Los resultados obtenidos con los índices (I_a , J_a) evaluados con el SADIE se muestran en el cuadro 2, como se puede observar el índice I_a toma el valor más alto en el sitio 5 que es de 1.73, por el contrario, el valor más bajo de este índice se encontró en el sitio 4 el cual fue de 1.42. En la mayoría de los sitios de muestreo el índice I_a tomo un valor significativamente mayor a 1, esto indica que la distribución espacial del muérdago verdadero en los sitios evaluados presenta una agregación.

Por otro lado, el índice J_a su valor más alto fue en el sitio 9 con 1.25 y el valor más bajo se presentó en el sitio 18 con 1.07. Los valores que tomo el índice J_a fueron mayores a 1, esto refuerza lo encontrado con el índice I_a de que la distribución del muérdago verdadero es agregada. Con la información obtenida con este índice fue posible determinar la cantidad de los centros de agregación que se hallaron en cada uno de los sitios de muestreo. El valor del índice J_a en los sitios de muestreo no fue significativamente superior a 1, lo cual indica que la disposición de las poblaciones del muérdago se concentran en diferentes focos de agregación dentro de los sitios evaluados (Cuadro 2).

Cuadro 2. Valor de los índices J_a , I_a y sus probabilidades P_a y Q_a .

Sitio	I_a	P_a	J_a	Q_a
2	1.64	0.013 ^s	1.11	0.145 ^{ns}
3	1.53	0.004 ^s	1.09	0.207 ^{ns}
4	1.42	0.010 ^s	1.18	0.133 ^{ns}
5	1.73	0.008 ^s	1.21	0.191 ^{ns}
7	1.50	0.006 ^s	1.13	0.149 ^{ns}
8	1.47	0.015 ^s	1.08	0.177 ^{ns}
9	1.72	0.006 ^s	1.25	0.184 ^{ns}
15	1.44	0.011 ^s	1.19	0.160 ^{ns}
16	1.58	0.010 ^s	1.14	0.173 ^{ns}
18	1.63	0.007 ^s	1.07	0.201 ^{ns}
20	1.71	0.014 ^s	1.13	0.182 ^{ns}
25	1.66	0.010 ^s	1.17	0.198 ^{ns}
34	1.57	0.005 ^s	1.20	0.187 ^{ns}
36	1.49	0.012 ^s	1.18	0.176 ^{ns}
37	1.60	0.014 ^s	1.20	0.156 ^{ns}
38	1.51	0.008 ^s	1.15	0.169 ^{ns}

ns: no significativo al 5% s: significativo al 5%.

3.6.4 Análisis geoestadístico

Con la información generada se realizó la modelización de las poblaciones de muérdago verdadero y su representación a través de la elaboración de mapas de densidad de la planta parásita estudiada. Para los semivariogramas, la mayoría se ajustó a un modelo esférico (indica una disposición espacial agregada), el sitio 15 se ajustó a un modelo exponencial (es representativo de fenómenos espaciales continuos), mientras que los sitios 3 y 16 se ajustaron a un modelo gaussiano (representa fenómenos suaves, es decir, continuos en todos los puntos) (cuadro 3). Para el efecto pepita en el sitio 2 tuvo un valor de 0.03, sitio 3 igual 0.09, sitio 7 igual a 0.23, sitio 8 igual a 0.19, sitio 25 igual a 0.01 y por último el sitio 36 igual a 0.03, el resto de los sitios de muestreo tuvo un efecto pepita igual a cero; este valor representa el error experimental. El nivel de dependencia espacial de las poblaciones de muérdago en todos los casos fue alta (cuadro 3). Los valores de la meseta rondan de entre 0.18 a 1.51 (cuadro 3). Los valores del rango o alcance se hallaron entre 6.48 y 10.09 metros. Los estadísticos de la validación cruzada permitieron la validación de los modelos ajustados, al hallarse en los rangos de aceptación matemática (cuadro 4). Los

semivariogramas (modelos ajustados) elaborados para las poblaciones del muérdago verdadero en los sitios de muestreo se muestran en la (figura 1).

Cuadro 3. Parámetros de los modelos teóricos ajustados a los semivariogramas de muérdago verdadero por sitios de muestreo.

Sitio	Varianza	Modelo	Pepita	Rango (metros)	Meseta	Pepita/Meseta (%)	Dependencia espacial
2	0.86	Esférico	0.03	10.24	0.54	5	Alta
3	1.14	Gaussiano	0.09	9.85	0.85	10	Alta
4	1.10	Esférico	0	11.55	0.87	0	Alta
5	0.90	Esférico	0	12.09	0.38	0	Alta
7	2.43	Esférico	0.23	8.91	1.15	20	Alta
8	1.35	Esférico	0.19	8.96	0.81	23	Alta
9	1.46	Esférico	0	10.08	1.51	0	Alta
15	0.57	Exponencial	0	8.06	0.16	0	Alta
16	0.96	Gaussiano	0	7.75	0.78	0	Alta
18	0.80	Esférico	0	7.98	0.39	0	Alta
20	1.01	Esférico	0	6.48	0.58	0	Alta
25	0.16	Esférico	0.01	8.41	0.09	11	Alta
34	1.24	Esférico	0	8.67	0.72	0	Alta
36	0.43	Esférico	0.03	7.79	0.90	3	Alta
37	0.73	Esférico	0	7.59	0.27	0	Alta
38	0.45	Esférico	0	9.36	0.18	0	Alta

Tabla 4. Valores de los estadísticos de la validación cruzada.

Sitio	Tamaño de la Muestra	Media Muestral	Varianza Muestral	MEE	Varianza de los Errores	ECM	ECMA
2	20	0.60	0.86	0.11 ^{ns}	0.53	0.12	1.11
3	20	0.70	1.14	0.07 ^{ns}	0.95	0.11	1.06
4	20	0.80	1.10	0.09 ^{ns}	0.87	0.14	1.13
5	20	0.70	0.90	0.14 ^{ns}	0.51	0.07	1.10
7	20	1.20	2.43	0.10 ^{ns}	1.06	0.10	1.09
8	20	1.30	1.35	0.08 ^{ns}	1.11	0.12	1.07
9	20	0.90	1.46	0.13 ^{ns}	1.09	0.08	1.13
15	20	0.30	0.57	0.10 ^{ns}	0.30	0.13	1.12

16	20	0.60	0.96	0.11 ^{ns}	0.66	0.06	1.10
18	20	0.50	0.80	0.09 ^{ns}	0.42	0.12	1.08
20	20	0.80	1.01	0.12 ^{ns}	0.87	0.11	1.11
25	20	0.20	0.16	0.13 ^{ns}	0.10	0.10	1.08
34	20	0.90	1.24	0.08 ^{ns}	1.03	0.07	1.11
36	20	0.20	0.43	0.10 ^{ns}	0.28	0.11	1.06
37	20	0.60	0.73	0.12 ^{ns}	0.50	0.13	1.13
38	20	0.30	0.45	0.14 ^{ns}	0.21	0.09	1.10

ns: diferencia no significativa al 5%

3.6.5 Elaboración de mapas de densidad (Krigado)

Con la elaboración de los mapas de densidad de las poblaciones de la planta parasita (muérdago) se pudo observar que la distribución espacial es en agregados (figura 2). Para representar el nivel de infestación del muérdago presente en las copas de los arboles (1, 2, 3, 4, 5, 6) en cada uno de los sitios de muestreo se utilizaron colores, el blanco indica que no hay presencia de este parasito y el rojo es el color que representa la escala de infestación más alta. En los mapas elaborados para cada uno de los sitios de muestreo se puede observar que hay diferentes focos de agregación de esta planta parasita; de igual forma con la representación de estos mapas se logró reforzar la determinación de la distribución espacial en agregados de las poblaciones de muérdago tal y como lo indicó el análisis geoestadístico.

3.6.6 Superficie infestada en base a los mapas de densidad

Mediante el uso de los mapas elaborados a través del Krigado se pudo observar que en la mayoría de los sitios de muestreo se presenta una superficie infestada mayor al 50% (tabla 5), el sitio 7 presento el porcentaje más alto de infestación con un 84% de sus árboles, por el contrario, el sitio 33 presento el valor con el

menor porcentaje de infestación ya que el 67% de los árboles de este sitio no presentaron muérdago.

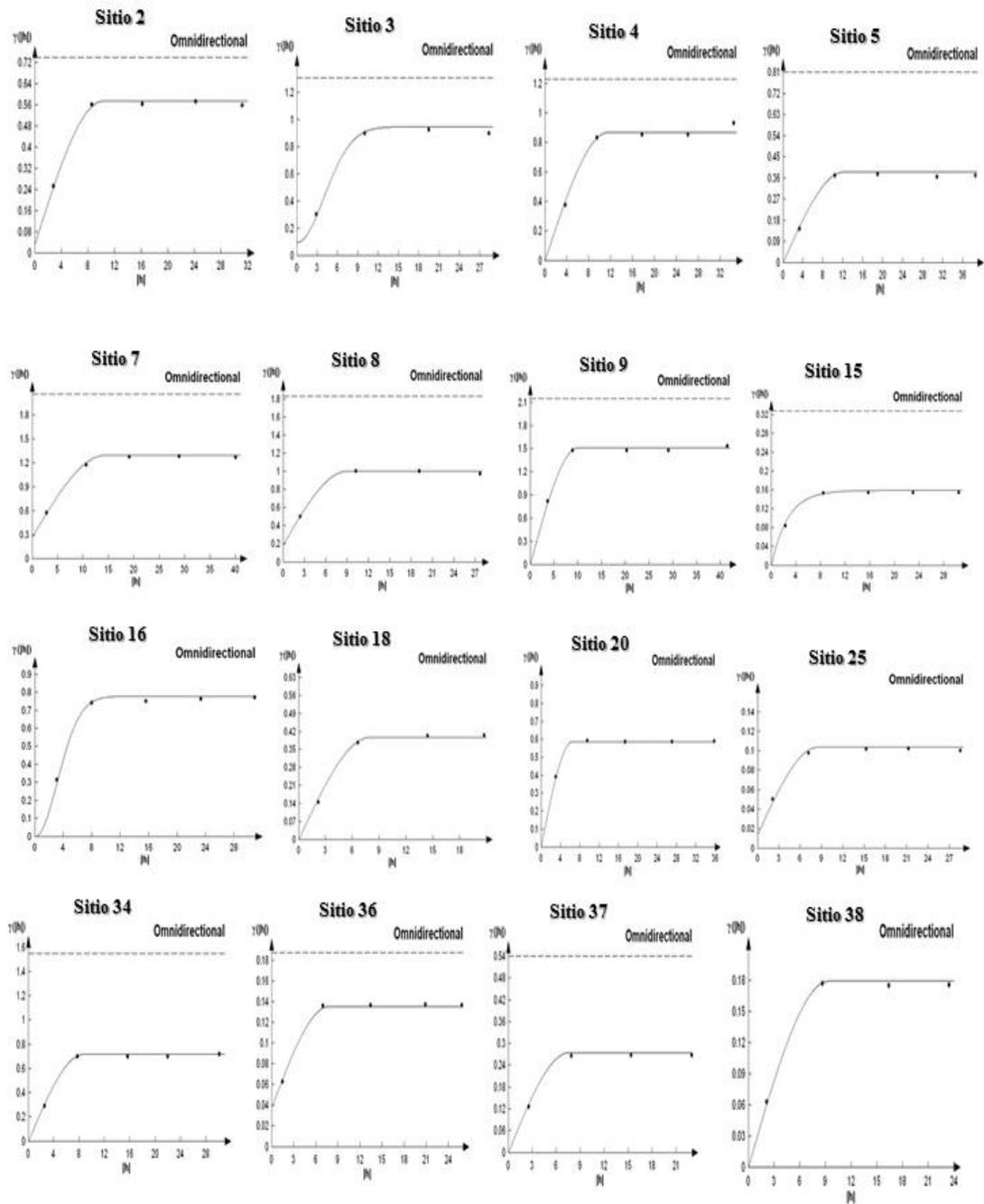


Figura 3. Semivariogramas de la distribución espacial del muérdago verdadero en los sitios de muestro de la delegación Coyoacán.

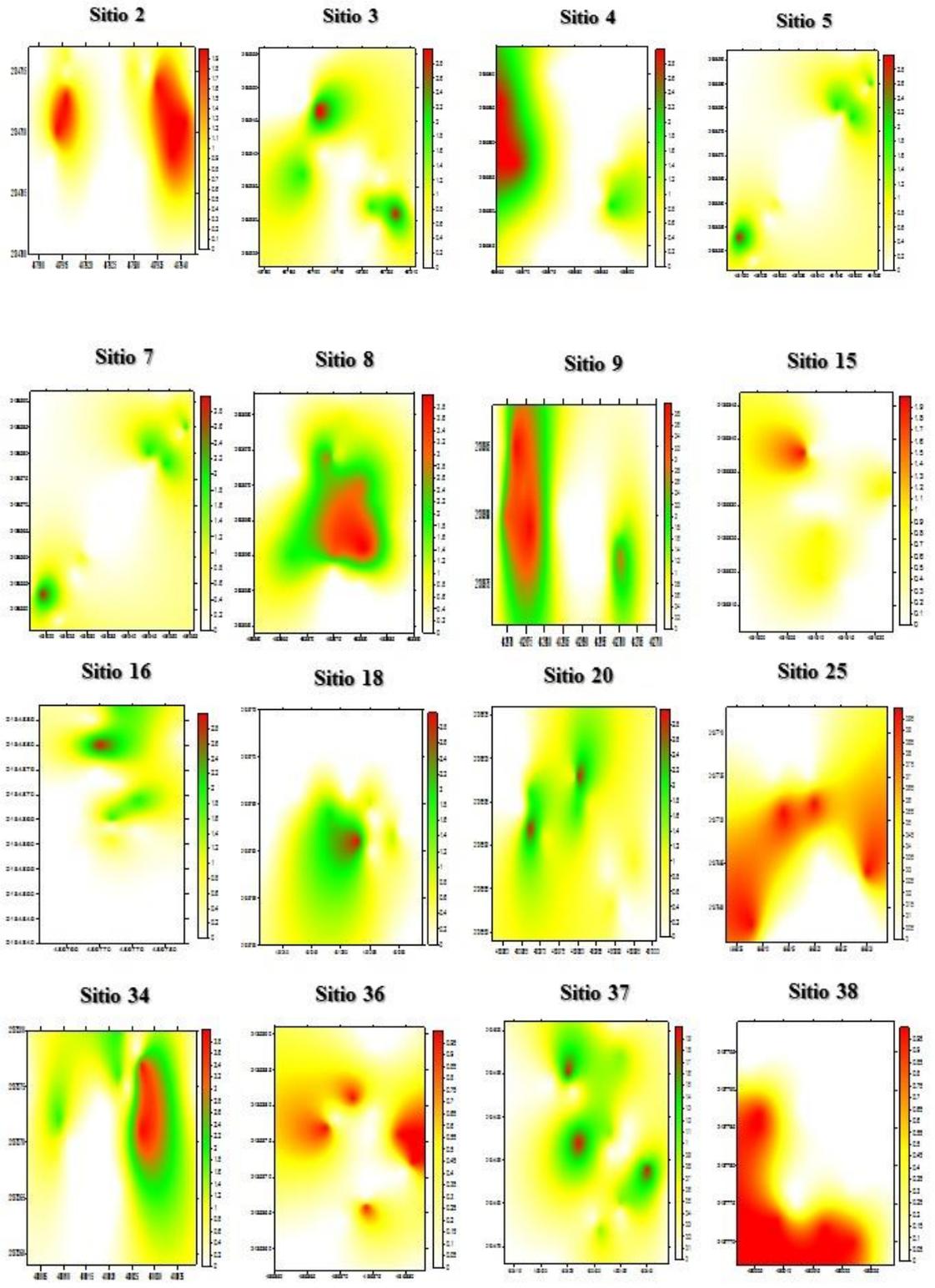


Figura 4. Mapas de distribución del muérdago verdadero, en base al Krigado por sitio de muestreo.

Tabla 5. Porcentaje de superficie infestada y no infestada de muérdago verdadero por sitio de muestreo en la delegación Coyoacán.

SITIO	% INFESTADO	% NO INFESTADO
2	44	56
3	64	36
4	61	39
5	70	30
7	84	16
8	71	29
9	73	27
15	47	53
16	45	55
18	42	58
20	67	33
25	55	45
34	61	39
36	59	41
37	78	22
38	33	67

3.7 Discusión

De acuerdo al inventario realizado para esta investigación la especie arbórea con mayor cobertura fue *Franxinus uhdei*, el cual corresponde al 30% de la población total muestreada, por lo que si la distribución del muérdago verdadero fuese aleatoria se esperaría que esta especie fuese la más afectada, sin embargo no es así. Se encontraron dos especies de muérdagos en general, y cada uno de estos organismos presentó un grado de preferencia por una especie de árbol; *Cladocolea Ioniceroides* se encontró con mayor frecuencia en *Populus tremuloides* (0.26% de la población arbórea) y el muérdago *Struthanthus interruptus* se encontró en *Casuarina equisetifolia* (5.58% de la población arbórea). Solís-Gracia y Suzán-Azpiri (2014) realizaron un estudio para determinar la distribución espacial del muérdago *Phoradendron californicum* en el sur del Desierto Sonorense, donde encontraron que la especie *Parkinsonia microphylla* era la más abundante, sin embargo no fue la especie más infestada por *P. californicum*, la especie de árbol más afectada por esta planta parasita fue

la *Olneya tesota* con un 59.9% del total de la población, con lo cual encontraron que el comportamiento espacial de este muérdago no es aleatorio.

Las condiciones del hospedante y el hábitat pueden ser factores que influyen en la distribución de estos organismos, lo cual significa que las características de estos, controlan espacialmente la distribución del muérdago (Sayad, Boshkar, & Gholami, 2017). Los árboles grandes en altura pueden ser más propensos a ser infestados, estos, al tener copas amplias, proporcionan más espacio para el aterrizaje de las aves (Andrew V, 2013). Otro aspecto importante en la autocorrelación espacial de muérdago y hospedero es la edad, ya que es probable que la relación entre el tamaño del árbol y la infestación del muérdago sea un efecto de la edad, posiblemente los árboles más grandes hayan tenido más tiempo para acumular infestaciones de muérdago, en comparación con los árboles más pequeños (Andrew V, 2013).

3.7.1 Distribución espacial del muérdago verdadero mediante el uso de la estadística no espacial

Los resultados obtenidos con los índices de Dispersión y de Green muestran que en lo general la distribución espacial es agregada, sin embargo, tres de los sitios evaluados (3, 16, 37) se ajustaron a una disposición espacial aleatoria. Ramírez-Dávila y Porcayo (2010) mencionan que el índice de Green y de Dispersión muestran una agregación en general del muérdago, sin embargo, ellos describen ciertas incongruencias en la determinación de esa distribución, señalan que el índice de Green es el más adecuado de los índices de Dispersión ya que es independiente del número de individuos evaluados y del valor medio de su abundancia, no es independiente del tamaño de la muestra. En un estudio realizado por Jiménez, López, Gonzáles-Andújar, Ocete, y Soria (2008) encontraron que los índices de Dispersión muestran una agregación del insecto *Curculio elephas* Gyllenhal (1836) y que el índice de Green confirma dicha agregación con valores superiores a 0. Respecto a las distribuciones estadísticas, en la mayoría de los sitios de muestreo se encontró una distribución agregada (binomial negativa), para los sitios 8 y 37 se ajustó a una distribución

de Poisson (distribución aleatoria). Badii, Guillen, Cerna y Landeros (2011) mencionan que para describir este tipo de distribución (aleatoria) se puede imaginar un universo bidimensional cuya superficie está compuesta de muchos puntos, en este universo se refiere a una dispersión espacial aleatoria cuando: a) cada individuo tiene la misma probabilidad de ocupar cualquier punto o unidad muestral, b) cada punto tiene la misma probabilidad de contener algún tipo de infestación y c) la presencia de un individuo en un punto es independiente de otros individuos. De acuerdo a Thomas (1975) los patrones aleatorios en una población implican una homogeneidad ambiental o un patrón no selectivo; o bien los patrones no aleatorios muestran algunos contrastes en la existencia de la población; sin embargo, debemos tener en cuenta que la naturaleza es multifactorial y algunos procesos de interacción (bióticos y abióticos) contribuyen en la existencia de patrones. El valor de k osciló entre 1.12 y 7.56, los mayores grados de agregación se encontraron en los sitios 4, 15, 16 y 20. Se descartan los sitios 5 y 25 por falta de ajuste. De manera general, el valor de k es indicativo del valor de la agregación de la población y puede ubicarse entre cero e infinito, cuando k se aproxima a infinito la distribución tiende ajustarse a Poisson (al azar), mientras que cuando más se acerque a cero mayor será el grado de agregación de la población y mejor su ajuste a la binomial negativa (Vivas C & Notz, 2011). Este índice está influenciado por el tamaño de la muestra y la unidad de muestreo, si se logran mantener constantes estos factores, el índice proporciona una media muy útil del nivel de agregación de una población, siendo muy sensible al tipo de hábitat y al estadio de desarrollo de las poblaciones (Ramírez-Dávila & Porcayo-Camargo, 2009). En la presente investigación hubo sitios que correspondieron a camellones, los cuales tienen contacto más directo con las personas y tienen una cercanía con las avenidas; por otro lado hubo sitios que cayeron en jardines o parques, los cuales al ser áreas de recreación están alejadas de las grandes avenidas de la Ciudad, esto pudo influenciar en la efectividad del valor de k (Vivas C & Notz, 2011).

En un estudio realizado por Andrew V, (2013) mediante la aplicación de índices I de Moran y el L de Ripley determinó la distribución espacial del muérdago

(*Phoradendron leucarpun*, Viscaceae) en un entorno urbano, estos índices demostraron la presencia de una agregación espacial en los árboles infestados por muérdago.

Con la estadística clásica se encontró de manera general que la distribución espacial del muérdago es agregada, sin embargo, en algunos sitios de muestreo la distribución se ajustó a una Poisson; por otro lado, con la aplicación de estos métodos no fue posible elaborar los mapas de densidad del muérdago y observar los diferentes focos de agregación.

3.7.2 Análisis espacial por índices de distancia (SADIE)

El Análisis Espacial por Índices de Distancia es una nueva metodología para detectar y medir el grado de no aleatoriedad en los patrones espaciales bidimensionales de las poblaciones; este método tiene una ventaja sobre los enfoques tradicionales que miden únicamente la heterogeneidad de la varianza estadística, ya que se utiliza toda la información espacial de la muestra (Perry, 1998).

Los resultados obtenidos con los índices (I_a y J_a) mostraron una agregación en general del muérdago verdadero entre hospederos. Se han realizado diversos estudios para determinar la distribución espacial de esta planta parasita usando el SADIE en ambientes naturales y zonas desérticas, donde sus resultados muestran una agregación total del muérdago, dichos resultados coinciden con lo encontrado en esta investigación. En un estudio efectuado por Ramírez-Dávila y Porcayo-Camargo (2009) en el Parque Nacional Nevado de Toluca, donde utilizaron los índices (I_a y J_a) encontraron que para todos los casos la distribución del muérdago enano es agregada; por otro lado Aukema (2004) encontró que la distribución del muérdago en ambientes desérticos es agregada. Esto deja de manifiesto que la distribución de esta planta parasita toma un comportamiento espacial agregado, sin importar la condición del medio ambiente. El índice J_a indica si la estructura espacial se encuentra dispuesta en uno o varios centros de agregación (Moral García, 2004). En el estudio se encontró que existen varios

centros de agregación distribuidos en los 16 sitios de muestreo evaluados, estas agregaciones se corroboraron con los mapas elaborados mediante el Krigeado (Figura 2) (Dávila *et al*, 2013).

3.7.3 Análisis geoestadístico

La geoestadística comprende un conjunto de herramientas y técnicas que sirven para analizar y predecir los valores de una variable que se muestra distribuida en el espacio o en el tiempo de una forma continua, todo análisis geoestadístico se compone principalmente de tres etapas: análisis exploratorio de los datos, análisis estructural, predicciones (Moral García, 2004). El uso de la Geoestadística nos permitió modelar la estructura espacial de esta planta parásita, se ajustaron modelos esféricos en la mayoría de los sitios de muestreo, con un efecto pepita equivalente a cero. Al tener un efecto pepita nulo y bajo en algunos sitios de muestreo nos permitió afirmar que la escala de estudio fue la adecuada y que no existió error de muestreo (Ramírez-Dávila & Porcayo, 2010). El efecto pepita representa la incertidumbre asociada a los datos experimentales o a la variabilidad espacial que pueda existir a una escala de muestreo menor que la efectuada (Ramírez, Gonzales, Ocete, & López, 2002). Los resultados encontrados mediante este método determinaron la existencia de una estructura espacial agregada del muérdago verdadero. Una distribución agregada puede indicar que es más probable que el vector o agente dispersante del parásito se disemine a los huéspedes vecinos, en lugar de los huéspedes susceptibles más lejanos; por lo tanto, el riesgo de infestación sería mayor para los vecinos de la planta infectada (Byamukama, E; Robertson, A. E; & Nutter, F. W; 2011). El nivel de dependencia espacial fue alta en todos los casos. Se considera que una variable tiene una fuerte dependencia espacial si el valor es menor que 25% y una dependencia espacial moderada si el valor está entre el 25 y 75%, de lo contrario, la variable tiene una débil dependencia espacial (Sayad *et al*; 2017). La dependencia espacial alta permite asegurar que la agregación encontrada permanecerá en el tiempo, determinando nichos ecológicos estables (Ramírez Dávila, Sánchez Pale, & De León, 2011). Los árboles en ambientes urbanos a

menudo exhiben una fuerte dependencia espacial ya sea dispersa o agregada (Ricotta, Grapow, Avena, & Blasi, 2001). Los estadísticos de la validación cruzada aprobaron la validación matemática de los modelos ajustados (Cuadro 4), esto resulta muy importante porque nos permite afirmar que los resultados obtenidos son altamente confiables (Maldonado *et al*; 2016). El rango a la cual se correlacionan los datos se calculó en 6.48 y 10.9 metros. Esta correlación espacial indica que los árboles a una cierta distancia de un árbol infectado tiene más probabilidad de estar infestado que los árboles más lejanos (Matula, Svátek, Pálková, Volarík, & Vrska, 2015). Las distancias obtenidas en el rango permiten inferir que hay altas probabilidades de que los árboles aledaños sean infestados en un periodo de tiempo corto (Ramírez-Dávila & Porcayo, 2010). El resultado del rango podría estar relacionado con el comportamiento de los dispersores principales que son las aves ya que primero visitan a los arboles más cercanos, infectados o no, lo que promueve una mayor transmisión de semillas de muérdago hacia estos (López De Buen, Francisco Ornelas, & Guadalupe García-Franco, 2002).

Por otro lado Ramírez-Dávila & Porcayo (2010) en un estudio realizado en el Parque Nacional Nevado de Toluca, haciendo uso de la Geoestadística encontraron que la estructura espacial de muérdago enano (muérdago de coníferas) es agregada. Sería importante en estudios posteriores evaluar la autocorrelación espacial entre el muérdago y la densidad de árboles presentes, otro aspecto importante a considerar si el tipo de suelo juega un papel importante en la distribución espacial de esta planta parasita, así como también evaluar las especies de aves presentes en la zona de estudio y poder analizar su comportamiento y la interacción de estos con el muérdago verdadero. Maruyama, Méndez-Rodríguez, Alves-Silva, y Cunha (2012) realizaron un estudio donde evaluaron la interacción del muérdago *Phoradendron affine* (Viscaceae) con las aves en una zona urbana de Brasil, donde encontraron que *Euphonia chlorotica* es el dispersor de semillas más importante, con mayor número de visitas y comportamiento especializado en el manejo de la fruta o semilla.

3.7.4 Superficie infestada

Mediante los mapas de densidad, elaborados con la técnica del *Krigeado*, se encontró que en la mayoría de los sitios el porcentaje de infestación es fuerte, sin embargo en ningún caso el muérdago verdadero infestó al 100% del arbolado urbano (Moral García, 2004). Con la información generada con los mapas se puede hacer un control o manejo de esta planta parasita. Al tener identificadas las áreas más afectadas por muérdago verdadero se pueden proponer planes de manejo dirigidos hacia estos espacios y de esa forma optimizar los gastos para su control o manejo.

3.8 Conclusiones

Mediante la aplicación de la estadística clásica, se encontró que las poblaciones de muérdago se distribuyen espacialmente de forma agregada; sin embargo, también se encontró que algunos sitios de muestreo se ajustaron a una aleatoriedad, la cual está dada por la homogeneidad de la población de árboles dentro de los sitios evaluados, por otro lado, con el uso de este método no fue posible determinar los diferentes focos de agregación de muérdago, ya que con el uso de este método fue posible la elaboración de los mapas de densidad. El Análisis Espacial por Índices de Distancia (SADIE) arrojó resultados congruentes en la explicación del patrón espacial de esta planta parasita, este método mostro un patrón de distribución agregada del muérdago en los sitios de muestreo. El uso de la geoestadística nos permitió modelar la estructura espacial de las poblaciones del muérdago verdadero. Con este método se encontró que la estructura espacial del muérdago verdadero es agregada y se generaron mapas de densidad de la plaga, importantes para la planeación del manejo dirigido de estos organismos al no existir un 100% de infestación. De forma general, los métodos de la estadística clásica y geoestadística muestran una estructura espacial agregada del muérdago, la diferencia notada entre ambos métodos es que con la estadística clásica no es posible generar los mapas de densidad, los cuales muestran los diferentes focos de agregación de estos organismos dentro de la zona de estudio. En estudios posteriores sería interesante evaluar y modelar

la distribución espacial del muérdago verdadero para toda la Ciudad de México, generando mapas de densidad por Delegación y ver los diferentes focos de agregación de estos organismos parásitos en las áreas verdes de las 16 Demarcaciones territoriales de la Ciudad de México.

3.9 Bibliografía

- Alvarado-Rosales, D., & Saavedra-Romo, L. de L. (2005). El género *Cladocolea* (Loranthaceae) en México: Muérdago verdadero o injerto. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales Y Del Ambiente*, 5–9.
- Andrew V, G. (2013). Spatial distribution of eastern mistletoe (*Phoradendron leucarpum*, Viscaceae) in an urban environment. *Journal of Alabama Academy of Science*, 84(3–4), 155–167.
- Aukema, J. E. (2004). Distribution and dispersal of desert mistletoe is scale-dependent, hierarchically nested. *Ecography*, 27(2), 137–144. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.03640.x>.
- Badii, M. H., Guillen, A., Cerna, E., & Landeros, J. (2011). Dispersión espacial: el prerrequisito esencial para el muestreo. *International Journal of Good Conscience*, 6(1), 40–71.
- Byamukama, E., Robertson, A. E., and Nutter, F. W., J. 2011. (2011). Quantifying the Within-Field Temporal and Spatial Dynamics of Bean pod mottle virus in Soybean. *Plant Disease*, 95(2), 126–136. <https://doi.org/doi:10.1094/PDIS-07-09-0469>.
- Cambardella, C. A., Moorman, T. B., Parkin, T. B., Karlen, D. L., Novak, J. M., Turco, R. F., & Konopka, A. E. (1994). Field-scale variability of soil properties in central Iowa soils. *Soil Science Society of America Journal*, 58(5), 1501-1511.
- Cantón, M. A., De rosa, C., & Kasperidus, H. (2003). Sustentabilidad del bosque urbano en el área metropolitana de la ciudad de Mendoza. Análisis y diagnóstico de la condición de las arboledas. *Avances En Energías Renovables Y Medio Ambiente*, 7(1), 29–34.

- Cibrián, D; Alvarado, D; & García, E. (2007). Escenarios forestales y enfermedades forestales en México. *Forest Diseases in Mexico*. Universidad Autónoma Chapingo, Chapingo, Conafor-Semernat, México; Forest Service USDA, EUA; NRCAN Forest Service, Canada & Comisión Forestal de America del Norte, COFAN, FAO. Chapingo, México. 587 p.
- Checa-Artasu, M. M. (2016). Las áreas verdes en la Ciudad de México. *Revista Bibliográfica de Geografía Y Ciencias Sociales*, 21, 22. Retrieved from <http://www.ub.edu/geocrit/b3w-1159.pdf>.
- David, F; Moore, P. (1954). Notes on contagious distributions in plant populations. *Annals of Botany*, 18: 47-53.
- Davila, J. ., Solares, V. ., Figueroa, D. ., & Sanchez, J. . (2013). Comportamiento Espacial de Trips (Insecta: Thysanoptera), en Plantaciones Comerciales de Aguacate (*Persea Americana* Mill.) En Zitácuaro, Michoacán, México. *Acta Zoologica Mexicana*, 29(3), 545–562. Retrieved from <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=a9h&AN=94457784&lang=es&site=ehost-live>
- Díaz-Limón, M. P., Cano-Santana, Z., & Queijeiro-Bolaños, M. E. (2016). Mistletoe infection in an urban forest in Mexico City. *Urban Forestry & Urban Greening*, 17, 126–134. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2016.04.004>
- Díaz Viera, M. A. (2002). *Geoestadística aplicada*. Instituto de Geofísica. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>.
- Gringarten, E., & Deutsch, C. V. (2001). Variogram interpretation and modeling. *Mathematical Geology*, 33(4), 507–534. <https://doi.org/10.1023/a:1011093014141>.
- Gómez, F. (2005). *Las zonas verdes como factor de calidad de vida en ciudades*. CIUDAD Y TERRITORIO (Vol. 37).
- Hevesi, J. A., Istok, J. D., & Flint, A. L. (1992). Precipitation estimation in mountainous terrain using multivariate geostatistics. Part I: structural

analysis. *Journal of applied meteorology*, 31(7), 661-676.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (México). Anuario estadístico y geográfico de Distrito Federal 2014 / Instituto Nacional de Estadística y Geografía.-- México: INEGI, c2014. 473 p. Consultado el 13/05/2017; disponible en http://www.datatur.sectur.gob.mx/ITxEF_Docs/DF_ANUARIO_PDF.pdf.

Isaaks, E. H., & Srivastava, R. M. (1989). *An introduction to applied geostatistics*: Oxford Univ. Press. 561 p.

Javier, V., Padilla, A., Bautista, E. V., Tejeda, T. H., González, A., Enrique, M., & Sánchez, R. (2012). True Mistletoes of the Trees of Mexico City. *Revista Mexicana De Ciencias Forestales*, 4(34–45).

Jiménez, A., López, M. A., Gonzáles-Andújar, J. L., Ocete, M. E., & Soria, F. J. (2008). Distribución espacial y mapeo de *Curculio elephas* Gyllenhal en encina (*Quercus ilex* L .) Spatial distribution and mapping of *Curculio elephas* Gyllenhal in holm oak (*Quercus ilex* L .). *Agrociencia*, XII, 35–43.

Journel, A. G., & Huijbregts, C. J. (1978). *Mining geostatistics*. Academic press.

Knutson, D. M. (1983). Physiology of mistletoe parasitism and disease responses in the host. En: Calder M. y P. Bernhardt (eds.). *The biology of mistletoes*. Academic Press, San Diego, pp. 295-316.

López De Buen, L., Francisco Ornelas, J., & Guadalupe García-Franco, J. (2002). Mistletoe infection of trees located at fragmented forest edges in the cloud forests of Central Veracruz, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 164(1–3), 293–302. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00624-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00624-7).

Maestre, F. (2003). Variaciones en el patrón espacial a pequeña escala de los componentes de la costra biológica en un ecosistema mediterráneo semiárido. *Revista chilena de historia natural*, 76(1), 35-46. <https://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2003000100004>.

Maldonado, Z. F., Ramírez, D. J., Rubí, A. M., Antonio, N. X., & Lara, D. V. (2016). Distribución espacial de trips en aguacate en Coatepec Harinas, Estado de

- México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 7(4), 845–856.
- Malaca, N. (2012). Contribucion de las areas verdes urbanas a la calidad ambiental del distrito de Comas-Lima, al año 2011. *Rev. Del Instituto de Investigación (RIIGEO), FIGMMG-UNMSM*, 15, 117–121.
- Malhado, a C. M., & Petrere, M. (2004). Behaviour of dispersion indices in pattern detection of a population of angico, *Anadenanthera peregrina* (Leguminosae). *Brazilian Journal of Biology*, 64(2), 243–9. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842004000200009>
- Maruyama, P. K., Mendes-Rodrigues, C., Alves-Silva, E., & Cunha, A. F. (2012). Parasites in the neighbourhood: Interactions of the mistletoe *Phoradendron affine* (Viscaceae) with its dispersers and hosts in urban areas of Brazil. *Flora*, 207(10), 768–773. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2012.08.004>
- Mathiasen, R. L., Shaw, D. C., Nickrent, D. L., & Watson, D. (2008). Mistletoes: Pathology, Systematics, Ecology, and Management. *Plant Disease*, 92(7).
- Matula, R., Svátek, M., Pálková, M., Volařík, D., & Vrška, T. (2015). Mistletoe infection in an oak forest is influenced by competition and host size. *PLOS ONE*, 10(5), 1–11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0127055>
- Melo, E. P. De, Fernandes, M. G., Degrande, P. E., Cessa, R. M. A., & Jorge, L. (2006). Distribuição Espacial de Plantas Infestadas por *Spodoptera frugiperda* (J . E . Smith) (Lepidoptera : Noctuidae) na Cultura do Milho. *Neotropical Entomology*, 35, 689–697. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-566X2006000500018>
- Moral Garcia, F. L. (2004). Aplicación de la geoestadística en las ciencias ambientales. *Ecosistemas*, 13(1), 78–86.
- Perry, J. (1998). Measures of Spatial Pattern for Counts. *Ecology*, 79(3), 1008–1017. doi:10.2307/176596.
- Quero, J. L. (2006). SADIE como herramienta de cuantificación de la heterogeneidad espacial: casos prácticos en el Parque Nacional de Sierra Nevada (Granada , España). *Ecosistemas*, 15(3), 40–47. Retrieved from

<http://www.ugr.es/~jlquero/Quero 2006 Ecosistemas.pdf>

Ramírez-Dávila, J. F., & Porcayo-Camargo, E. (2009). Estudio de la distribución espacial del muérdago enano (*Arceuthobium* sp .) en el Nevado de Toluca , México. *Madera Y Bosques*, 15.

Ramírez Dávila, J. F., & Porcayo Camargo, E. (2010). Estudio comparativo de la distribución espacial del muérdago enano (*Arceuthobium* sp.) en la ladera norte del Parque Nacional Nevado de Toluca, México. *Bosque*, 31(1), 28–38. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002010000100004>

Ramón, B. P., Cruz, M. De, Zavala, I., & Zavala, M. A. (2016). Factors in fl uencing the dispersion of *Arceuthobium oxycedri* in Central Spain : evaluation with a new null model for marked point patterns. *Forest Pathology*, (Watson 2011), 1–12. <https://doi.org/10.1111/efp.12279>

Reyes, I., & Gutiérrez, J. (2010). Los servicios ambientales de la arborización urbana: Retos y aportes para la sustentabilidad de la Ciudad de Toluca. *Quivera*, 12(1), 96–102. Retrieved from <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=40113202009%5CnC%5Cmo>

Ricotta, C., Grapow, L. C., Avena, G., & Blasi, C. (2001). Topological analysis of the spatial distribution of plant species richness across the city of Rome (Italy) with the echelon approach. *Landscape and Urban Planning*, 57(2), 69–76. Retrieved from isi:000172466200002%5Cnfile:///H:/Papers/Stadt?kologie/Ricotta_etal_2001.pdf%5Cnfile:///H:/Papers/Stadt?kologie/Celesti-Grapow_etal_2006.pdf

Rist, L., Uma Shaanker, R., & Ghazoul, J. (2011). The Spatial Distribution of Mistletoe in a Southern Indian Tropical Forest at Multiple Scales. *Biotropica*, 43(1), 50–57. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00643.x>.

Samper, F. J., & Carrera, J. (1996). Geoestadística, aplicaciones a la hidrogeología. Centro Internacional de Métodos Numéricos en Ingeniería, España.

Sayad, E., Boshkar, E., & Gholami, S. (2017a). Different role of host and habitat

features in determining spatial distribution of mistletoe infection. *Forest Ecology and Management*, 384, 323–330. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.012>.

SEDEMA. (2010). Integración de sistemas de gestión para las Áreas verdes del Distrito Federal mediante un Sistema de Información Geográfica "GOBIERNO DEL DISTRITO FEDERAL, Secretaría del Medio Ambiente. UNAM- Instituto de Geografía.

Solís-Gracia, V., & Suzán-Azpiri, H. (2014). Análisis de la distribución espacial del muérdago (*Phoradendron californicum*) en el sur del Desierto Sonorense. *Cactáceas Y Suculentas Mexicanas*, 59, 11–28.

Thomas, C; (1975), *Ecología y Biología de las poblaciones*. Ed. Nueva Editorial Internacional S.A.C.V. México, 59-66.

Vivas C, L. E., & Notz, A. (2011). Distribución espacial en poblaciones de *Oebalus insularis* Stal (Hemiptera: Pentatomidae) en el cultivo de arroz en Calabozo, estado Guárico, Venezuela. *Revista Científica UDO Agrícola*, 11(1), 109–125

Ward, M. J., & Paton, D. C. (2007). Predicting mistletoe seed shadow and patterns of seed rain from movements of the mistletoebird, *Dicaeum hirundinaceum*. *Austral Ecology*, 32(2), 113–121. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01668.x>

Xolocotzi, R. (2012). Incorporando desarrollo sustentable y gobernanza a la gestión y planificación de áreas verdes urbanas. *Frontera Norte*, 24(48), 165–190. Retrieved from http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0187-73722012000200007&script=sci_arttext

Yunuen, A., Hernández, Z., Manuel, V., Alcalá, C., Ángel, M., & López, L. (2015). Identificación de daños en el arbolado de tres parques del Distrito Federal. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 6(32), 63–82.

4.- MODELACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DEL MUÉRDAGO VERDADERO (*Santalales: Loranthaceae*) EN LAS ÁREAS VERDES DE LA DELEGACIÓN TLALPAN CD. MÉXICO

Pablo Espinoza-Zúñiga ^a, David Cibrián-Tovar ^b José Francisco Ramirez-Davila ^{c*}, Antonio Villanueva Morales ^c, Víctor David Cibrián-Llenderal ^d, Dulce Karen Figueroa F. ^e

4.1 Resumen

En las últimas décadas el muérdago verdadero ha sido un problema para el arbolado urbano de la Ciudad de México, ya que al consumir agua y nutrientes de los hospederos les provocan la muerte, por ello es necesario implementar nuevas tecnologías que describan el comportamiento espacial de estas plantas parasitas y de esa manera conocer la autocorrelación espacial entre muérdago y hospedero. El objetivo de la presente investigación fue modelar la distribución espacial del muérdago verdadero mediante el uso de la Estadística clásica, Estadística espacial, Geoestadística y generar mapas que muestren las agregaciones de este organismo en las áreas verdes de la Delegación Tlalpan, Ciudad de México. Se evaluaron 40 sitios de muestreo de los cuales 12 presentaron muérdago. Con el uso de la Geoestadística se modeló el patrón espacial del muérdago, se obtuvieron semivariogramas experimentales y

se generaron mapas de agregación de esta plaga y superficie infestada. Los resultados generados con la Estadística espacial y Geoestadística presentaron una estructura espacial agregada; el uso de la Estadística clásica presentó un ajuste hacia una disposición de contagio; sin embargo con este método no fue posible generar los mapas de densidad de estos organismos en las áreas estudiadas. La especie de árbol, superficie de las copas y estado general de los hospederos, parecen jugar un papel importante en la autocorrelación espacial del muérdago y árbol; con los mapas se pudieron determinar las áreas mayormente infestadas y observar los diferentes puntos de agregación. La información obtenida permitirá dirigir acciones de control hacia las zonas mayormente afectadas y reducir los gastos económicos en la compra de productos para el manejo y control de muérdago.

Palabras clave: geoestadística, muérdago verdadero, hospedero, agregación, infestación, estadística espacial.

Tesis de Maestría en Ciencias en Ciencias Forestales Universidad Autónoma Chapingo
Autor: Pablo Espinoza Zúñiga
Director de tesis: David Cibrián Tovar

4.2 Abstract

Modeling the spatial distribution of the true mistletoe (*Santalales: Loranthaceae*) in the green areas of the delegation tlalpan cd. Mexico

In the last decades the true mistletoe has been a problem for the urban tree of the City of Mexico, since when consuming water and nutrients of the hosts they cause the death, for that it is necessary to implement new technologies that describe the spatial behavior of these parasite plants and thus to know the spatial autocorrelation between mistletoe and host. The objective of the present investigation was to model the spatial distribution of true mistletoe through the use of classical statistics, spatial statistics, geostatistics and generate maps showing the aggregations of this organism in the green areas of the Tlalpan Delegation, Mexico City. A total of 40 sampling sites were evaluated, of which 12 presented mistletoe. With the use of Geostatistics, the spatial pattern of the mistletoe was modeled, experimental semivariograms were obtained and maps of aggregation of

this pest and infested surface were generated. The results generated with the Spatial and Geostatistics presented an aggregate spatial structure. In contrast, the use of classical statistics did not yield congruent results and the spatial distribution of mistletoe could not be modeled with this method. The species of tree, surface of the cups and general state of the hosts, as well as the plantation designs seem to play an important role in the autocorrelation of the mistletoe and tree; with the maps the most infested areas could be determined and the different points of aggregation could be observed. The obtained information will allow better planning in the selection of the species to be planted, to improve the tree densities and to coordinate management plans directed at the areas most affected by these pathogenic organisms.

Key words: geostatistics, true mistletoe, host, aggregation, infestation, spatial statistics.

4.3 Introducción

Los bosques urbanos son pulmones importantes para los entornos urbanizados, por lo tanto, su estudio y conservación son necesarios; en comparación con los árboles en las áreas naturales, los árboles urbanos se desarrollan en condiciones más estresantes, lo que puede hacerlos más susceptibles a las infecciones por parásitos como el muérdago (Díaz-Limón *et al.*, 2016). La presencia de las áreas verdes urbanas son importantes dentro de las ciudades ya que brindan muchos servicios ecosistémicos, incluyendo la captura de dióxido de carbono, mejor calidad del aire, reducción del ruido, la contaminación y un refugio para la fauna silvestre (Cantón *et al.*, 2003).

El muérdago es una planta arbustiva que parasita los brotes aéreos de los hospederos; son organismos que pueden fotosintetizar, es decir, solo obtienen nutrientes minerales y agua del huésped (Mathiasen *et al.*, 2008). Tienen un papel importante en el mantenimiento de la diversidad forestal al proporcionar recursos alimentarios claves para muchas especies animales debido a la disponibilidad de su fruto en épocas en que otros alimentos son escasos (Matula *et al.*; 2015). Los efectos estudiados en el muérdago varían en función no solo de su capacidad de tomar agua y nutrientes del árbol hospedante; si no, también, dependen de las condiciones ambientales en las que se desarrolla el anfitrión, su tamaño, edad y densidad. En la Ciudad de México se han realizado diversos estudios, en particular, se ha puesto especial atención en aquellas causadas por muérdago verdadero hacia el arbolado urbano (Alvarado-Rosales & Saavedra-Romo, 2007). El estudio del muérdago depende de la comprensión científica de la ecología de estos y el contexto del medio donde se desarrollan (Ramón *et al.*; 2016); por lo tanto es necesario tener en cuenta específicamente la ecología del muérdago, incluyendo la distribución espacial de la infección, los mecanismos de control relacionados y los procesos por los cuales se produce la propagación de la infestación (Rist *et al.*, 2011).

Con el uso de nuevas herramientas, como métodos de análisis espacial, es posible describir la variación en la distribución espacial y las escalas en las que

se producen estos organismos (Aukema, 2004). Entender el comportamiento espacial de las plantas parasitas (muérdago), puede brindarnos datos importantes para su manejo y de igual manera, proporcionar información sobre los mecanismos de dispersión de estas plantas parasitas (Andrew, 2013). En un ambiente urbano, los árboles a menudo no se distribuyen al azar, si no que se plantan de tal manera que maximicen la estética y el sombreado, esto da lugar a una distribución altamente dependiente espacialmente (Ricotta *et al*; 2001).

La geoestadística se define como un análisis estadístico de fenómenos naturales que se distribuyen de forma continua en el espacio o en el tiempo, estos proporcionan una medida más exacta de la dependencia espacial, ya que tienen en cuenta la naturaleza bidimensional de la distribución de los organismos a través de su localización espacial (Ramírez Dávila & Porcayo Camargo, 2010). Se han realizado anteriormente investigaciones que determinen el comportamiento espacial de muérdago, los cuales han demostrado que la distribución espacial de este organismo es agregada dentro de árboles individuales, esto para áreas naturales (Ward & Paton, 2007). La distribución espacial del muérdago verdadero en áreas verdes urbanas no ha sido analizada ampliamente, por lo que resulta importante la aplicación de nuevas tecnologías como la Geoestadística, Análisis espacial por índices de distancia (SADIE) para estudiar el comportamiento espacial de este parasito en ambientes urbanos.

4.4 Objetivos

El objetivo de la presente investigación es determinar mediante el uso de la estadística espacial, Geoestadística y estadística clásica el patrón de distribución del muérdago verdadero en las áreas verdes urbanas de la delegación Tlalpan, así, como la elaboración de mapas de densidad mediante la técnica del Krigeado ordinario y determinar la superficie infestada por muérdago.

4.5 Materiales y métodos

4.5.1 Ubicación

La delegación Tlalpan, Ciudad de México se encuentra localizada en las coordenadas: Longitud Oeste: 99° 13' 30" y Latitud Norte: 19° 18' 30" (INEGI 2014). Esta localidad cuenta con una superficie total de 307.84 km², de los cuales 4.38 km² son áreas verdes urbanas, concentrando el 4.93 % del total de la Ciudad de México (SEDEMA, 2010).

Para realizar la modelación de la distribución espacial de muérdago verdadero en las áreas verdes de la Delegación Tlalpan, Ciudad de México se evaluaron 40 sitios de muestreo con una dimensión de 500 m², de los cuales 12 de estos presentaron incidencia de muérdago. Se levantó una muestra aleatoria de 20 árboles por cada sitio de muestreo, de los cuales se tomaron variables dasométricas como: diámetros, alturas, condición física del árbol, especie del árbol, estado fitosanitario de los árboles, coordenadas espaciales y además se asignó una escala de nivel de infestación de la planta parásita (muérdago) que va de cero a seis; se generó una base de datos en el programa Excel® utilizando las coordenadas geográficas de los árboles y las escalas de infestación para su análisis correspondiente.

4.5.2 Estadística clásica

Existen dos métodos generales para establecer la distribución espacial de los organismos (Binomial negativa y Poisson) y los índices de Dispersión (de Dispersión y de Green); estos métodos fueron utilizados en la presente investigación con el objetivo de realizar una comparación pertinente entre lo encontrado con la estadística no espacial y la estadística espacial. Para las distribuciones estadísticas se utilizó el programa MLP de máxima verosimilitud para ajustar los modelos a los datos obtenidos (Ross, 1987). Las bondades de ajuste fueron examinadas con un test χ^2 (Ramírez Dávila & Porcayo Camargo 2010).

4.5.3 Estadística espacial (SADIE)

La base matemática de SADIE evalúa si un fenómeno es agregado, aleatorio o regular, para que se puedan evaluar dichos patrones se estima la distancia mínima en el espacio, D , requerida para obtener la regularidad, esto es, que los distintos valores de la variable estudiada alcancen el valor promedio de todas las posiciones en el espacio (Quero, 2006). Los datos cogidos en un sitio de muestreo prediseñado, se consideran como un sistema de conteos de individuos, donde $i = 1, \dots, n$ unidades de muestreo, se conoce además, la posición bidimensional (X_i, Y_i) de cada unidad de muestreo y su conteo asociado, N_i . La distancia para la regularidad, " D ", es el valor mínimo de la distancia total que los individuos en la muestra pueden haberse movido, de una unidad de muestreo a otra. Si los conteos observados se permutan aleatoriamente entre las unidades de muestreo, de tal forma que la muestra que resulta sea un cambio o un reajuste simple de la original, entonces P_a (probabilidad de agregación) representa la proporción de muestras seleccionadas al azar con distancia para la regularidad tan grande como el valor observado. Un valor de P_a derivado de un número suficientemente grande de aleatorizaciones proporciona una prueba formal de aleatoriedad; la hipótesis nula de aleatoriedad espacial se puede rechazar, si $P_a < 0,025$ (en favor de una hipótesis alternativa de agregación), o si $P_a > 0,975$ (en favor de la alternativa de regularidad). Usualmente se dice que una muestra es agregada si $I_a > 1$, la muestra es espacialmente aleatoria si $I_a = 1$, y la muestra es regular si $I_a < 1$ (Ramírez-Dávila & Porcayo-Camargo 2009).

4.5.4 Análisis geoestadístico

Se generó el semivariograma experimental con los valores de la escala de infestación del muérdago presente en las copas de los árboles muestreados en cada uno de los sitios de muestreo, calculado con la siguiente expresión (Moral Garcia, 2004):

Srivastava, 1989):

$$y^*(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [z(x_i + h) - z(x_i)]^2 \quad (1)$$

Donde:

$y^*(h)$ es el valor experimental del semivariograma para el intervalo de distancia h

$N(h)$ es el número de pares separados por el intervalo de distancia h

$z(x_i)$ es el valor de la variable de interés en el punto muestral

x_i y $z(x_i + h)$ es el valor de la variable de interés en el punto muestral $x_i + h$

Para describir la autocorrelación espacial de una variable cuantitativamente, se puede ajustar un modelo teórico al variograma empírico, para poder obtener los parámetros del modelo (efecto pepita, rango y meseta); el efecto pepita es el valor que representa la incertidumbre asociada a los datos experimentales o a la variabilidad espacial que pueda existir a una escala de muestreo menor que la efectuada (Sayad *et al*; 2017). El *Sill* (umbral) es la varianza a la que el modelo del variograma alcanza (asintóticamente) un máximo; en muchas ocasiones, el variograma empírico se estabiliza a una cierta distancia (Sayad *et al*; 2017). Si z es estacionaria, y alcanza un valor límite constante llamado meseta ($C + C_0$) que coincide con la varianza σ^2 de z . La distancia a la que se alcanza este valor se le denomina rango, este valor marca la zona de influencia en torno a un punto, más allá de la cual la autocorrelación es nula.

4.5.5 Estimación de los parámetros del modelo de semivariograma

Los modelos teóricos comúnmente usados para ajustar los semivariogramas experimentales son: esférico, gaussiano, exponencial, logarítmico, el de efecto pepita puro y el monómico; para la validación de los parámetros (C_0 , efecto pepita, C , meseta y a , rango o alcance) se van modificando hasta la obtención

de validación cruzada adecuada (Maldonado *et al*; 2016). Estos estadísticos se mencionan a continuación:

- A. **Media de los errores de estimación.** El MEE no debe ser significativamente diferente de 0 (prueba de t), en cuyo caso indicaría que el modelo del semivariograma permite el cálculo de estimaciones no sesgadas.
- B. **Error cuadrático medio (ECM).** Un modelo de semivariograma se considera adecuado si, como regla práctica, el ECM es menor que la varianza de los valores muestrales.
- C. **Error cuadrático medio adimensional (ECMA).** La validez del modelo se satisface si ECMA está comprendido entre los valores $1 \pm 2(2/N)^{0.5}$. Además se debe cumplir que la varianza de los errores de estimación debe ser \leq que la varianza muestral (Samper & Carrera 1996).

4.5.6 Nivel de dependencia espacial

La determinación del grado de relación o nivel de dependencia espacial se obtuvo al dividir el efecto pepita entre la meseta y expresado en porcentaje su resultado. Si el resultado es menor que el 25 % el nivel de dependencia espacial es alta, si se encuentra entre 26 y 75 % el nivel de dependencia espacial es moderado y si es mayor del 76% el nivel de dependencia es bajo (Sayad *et al.*, 2017).

4.5.7 Elaboración de mapas

Se realizó la interpolación a través del Krigado ordinario, esta técnica permite la estimación insesgada de valores asociados a puntos que no fueron muestreados, las estimaciones obtenidas fueron representadas en forma de mapas para cada sitio de muestreo mediante el uso del programa Surfer 9.0 (Surface-Mapping System, Golden Software Inc. 809, 14th Street. Golden, Colorado 804011866. USA). Con los mapas realizados, se calculó la superficie infestada, utilizando el método del Krigado ordinario, se determinó el porcentaje de infestación cubierto

por el muérdago en los sitios de muestreo; para la elaboración de los mapas se utilizó el programa Surfer 9.0 (Moral Garcia, 2004).

4.6 Resultados

La especie de muérdago encontrada en los sitios de muestreo fue *Cladocolea loniceroides* con un 44.35% del arbolado infestado; mientras que el 37.50% de los arboles muestreados no presento infestación de este organismo. El muérdago *Cladocolea loniceroides* se encontró en 5 especies, sin embargo el árbol más susceptible fue *Pupulos tremuloides*, con un 100%, después se encuentra el *Pupulus alba* con un 82.35%, seguido de *Ulmus parvifolia* con un 50.00%. *Fraxinus uhdei* con 25.00% y *Schinus terebinthifolius* con 11.11%. Se encontró muérdago *Struthanthus interruptus* (5.65%) y *Phoradendron valentinum* (9.68%), sin embargo estos se encontraron en porcentajes muy bajos.

4.6.1 Estadística no espacial

De acuerdo al índice de Dispersión se encontró que la distribución del muérdago es agregada, a diferencia de los sitios 13 y 30 donde se ajustó a una distribución aleatoria. Con el índice de Green se confirma la agregación encontrada con el índice de Dispersión, los valores arrojados por este índice son bajos, por lo que podemos decir que la agregación del muérdago en los sitios de muestreo es leve (Cuadro 1). Con relación a las distribuciones estadísticas los resultados muestran que en los sitios 1, 11, 13, 19, 24, 26, 29 30, 32 y 38 los datos se ajustaron a una binomial negativa (agregación), el sitio 30 se ajustó a una distribución de Poisson (distribución aleatoria). Los datos de los sitios 40 y 18 no se ajustaron a ningún tipo de distribución con la aplicación de estos índices.

Tabla 6. Índices de dispersión y distribuciones estadísticas del muérdago verdadero.

sitios	Índice de Dispersión	Índice de Green	Poisson	Binomial negativa	<i>k</i>
1	3,54 ^s	0,012	NS	S	1,14
11	2,51 ^s	0,007	NS	S	2,21
13	1,47 ^{ns}	0,002	NS	S	4,12
18	2,08 ^s	0,003	NA	NA	-
19	3,49 ^s	0,009	NS	S	2,75

24	2,87 ^s	0,008	NS	S	1,99
26	2,66 ^s	0,011	NS	S	2,63
29	2,35 ^s	0,006	NS	S	3,28
30	1,74 ^{ns}	0,004	S	S	6,45
32	3,07 ^s	0,005	NS	S	2,17
38	2,91 ^s	0,010	NS	S	2,04
40	2,63 ^s	0,002	NA	NA	-

S=significativa; NS= no significativa; nivel de significación al 5%; NA=No Ajustado

4.6.2 Estadística espacial

Los resultados obtenidos con los índices (I_a , J_a) evaluados con el SADIE se muestran en el cuadro (2). El índice I_a toma el valor más alto en el sitio 11, por el contrario el valor más bajo se encuentra en el sitio 19; en la mayoría de los sitios de muestreo este índice tomo un valor mayor a 1, lo cual indica que el muérdago tiene una distribución espacial agregada.

Tabla 7. Valores de los índices (I_a , J_a) y sus probabilidades P_a y Q_a .

Sitio	I_a	P_a	J_a	Q_a
1	1,62	0,011 ^s	1,20	0,19 ^{ns}
11	1,73	0,008 ^s	1,09	0,21 ^{ns}
13	1,56	0,010 ^s	1,17	0,14 ^{ns}
18	1,67	0,015 ^s	1,13	0,26 ^{ns}
19	1,44	0,009 ^s	1,16	0,17 ^{ns}
24	1,58	0,012 ^s	1,08	0,13 ^{ns}
26	1,70	0,007 ^s	1,14	0,25 ^{ns}
29	1,55	0,012 ^s	1,10	0,16 ^{ns}
30	1,49	0,008 ^s	1,12	0,22 ^{ns}
32	1,53	0,014 ^s	1,21	0,15 ^{ns}
38	1,64	0,009 ^s	1,11	0,20 ^{ns}
40	1,51	0,013 ^s	1,15	0,18 ^{ns}

s=significativa; ns=no significativa

4.6.3 Análisis geoestadístico

Se realizó la modelación espacial de las poblaciones de muérdago verdadero y se representaron a través de la elaboración de mapas de densidad. Los modelos de semivariogramas ajustados a los datos del estudio fueron en su mayoría esféricos, sin embargo también se ajustaron modelos gaussianos y exponenciales (cuadro 3). El efecto pepita para todos los casos fue baja, este valor representa el error experimental. El nivel de dependencia espacial de las

poblaciones de muérdago verdadero en todos los casos fue alta (cuadro 3). Los estadísticos de la validación cruzada permitieron la validación de los modelos ajustados, al hallarse en los rangos de aceptación matemática (cuadro 4). Los semivariogramas (modelos ajustados) elaborados para las poblaciones del muérdago verdadero en los sitios de muestreo se muestran en la (figura 1).

Tabla 8. Parámetros de los modelos teóricos ajustados a los semivariogramas de muérdago verdadero por sitios de muestreo.

Sitio	Varianza	Modelo	Pepita	Rango	Meseta	Pepita/Meseta (%)	Dependencia espacial
1	0,47	Esférico	0	10,40	0,19	0	Alta
11	0,67	Gaussiano	0	5,76	0,22	0	Alta
13	0,14	Esférico	0,008	10,36	0,10	8	Alta
18	0,65	Esférico	0,045	11,90	0,23	19	Alta
19	0,40	Esférico	0	10,22	0,11	0	Alta
24	0,40	Exponencial	0	11,88	0,13	0	Alta
26	0,58	Esférico	0	11,50	0,27	0	Alta
29	1,33	Gaussiano	0	6,50	1,18	0	Alta
30	0,80	Esférico	0	10,80	0,45	0	Alta
32	0,82	Esférico	0,042	10,80	0,37	11	Alta
38	1,95	Gaussiano	0	7,36	2,76	0	Alta
40	1,21	Gaussiano	0	6,4	1,06	0	Alta

Tabla 9. Valores de los estadísticos de la validación cruzada.

Sitio	Tamaño de la Muestra	Varianza Muestral	MEE	Varianza de los Errores	ECM	ECMA
1	20	0,47	0,06 ^{ns}	0,22	0,14	1,08
11	20	0,67	0,13 ^{ns}	0,46	0,10	1,13
13	20	0,14	0,08 ^{ns}	0,10	0,08	1,10
18	20	0,65	0,10 ^{ns}	0,41	0,13	1,09
19	20	0,40	0,15 ^{ns}	0,25	0,11	1,11
24	20	0,40	0,09 ^{ns}	0,19	0,09	1,15
26	20	0,58	0,14 ^{ns}	0,50	0,06	1,07
29	20	1,33	0,07 ^{ns}	1,14	0,12	1,12
30	20	0,80	0,11 ^{ns}	0,67	0,07	1,14
32	20	0,82	0,12 ^{ns}	0,69	0,11	1,10
38	20	1,95	0,09 ^{ns}	1,52	0,10	1,09
40	20	1,21	0,10 ^{ns}	1,03	0,09	1,12

4.6.4 Elaboración de mapas de densidad (Krigeados)

Con la elaboración de los mapas de densidad de las poblaciones de la planta parasita (muérdago) se pudo observar que la distribución espacial es en agregados (figura 2). Para representar el nivel de infestación del muérdago presente en las copas de los arboles (1, 2, 3, 4, 5, 6) en cada uno de los sitios de muestreo se utilizaron colores, el blanco indica que no hay presencia de este parasito y el rojo es el color que representa la escala de infestación más alta. En los mapas elaborados para cada uno de los sitios de muestreo se puede observar que hay diferentes focos de agregación de esta planta parasita; de igual forma con la representación de estos mapas se logró reforzar la determinación de la distribución espacial en agregados de las poblaciones de muérdago, tal y como lo indicó el análisis geoestadístico.

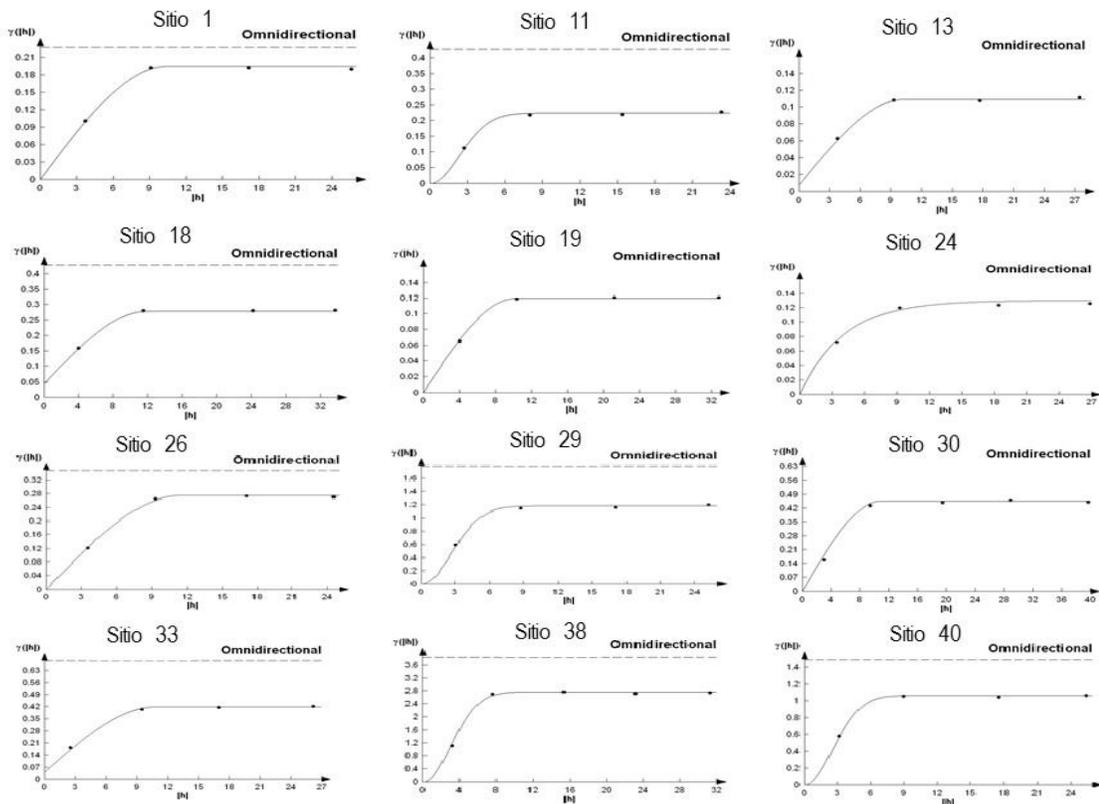


Figura 5. Semivariogramas de la distribución espacial del muérdago verdadero en los sitios de muestreo de la delegación Tlalpan.

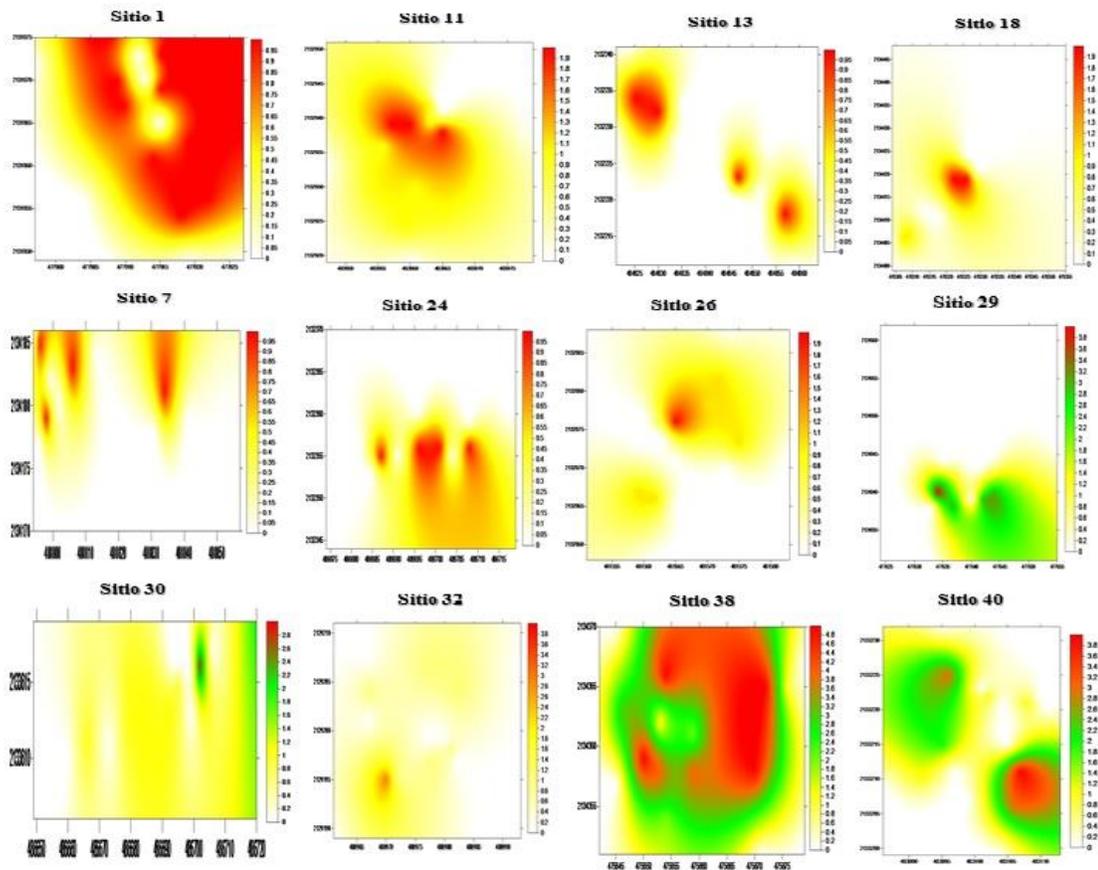


Figura 6. Mapas de distribución del muérdago verdadero, en base al Krigeado por sitio de muestreo.

4.6.5 Superficie infestada

Mediante el uso de los mapas elaborados a través del Krigeado se pudo observar que hay sitios de muestreo que presentan una superficie infestada mayor al 50% (cuadro 5), el sitio 38 presento el porcentaje más alto de infestación con un 88% de sus árboles, por el contrario el sitio 13 presento el valor con el menor porcentaje de infestación ya que el 79% de los árboles de este sitio no presentaron muérdago.

Tabla 10. Porcentaje de superficie infestada y no infestada de muérdago verdadero por sitio de muestreo en la delegación Coyoacán.

SITIO	% INFESTADO	% NO INFESTADO
1	79	21

11	81	19
13	21	79
18	43	57
19	41	59
24	45	55
26	42	58
29	30	70
30	75	25
32	56	44
38	81	12
40	61	39

4.7 Discusión

La especie de árbol más frecuente en la zona de estudio fue el *Fraxinus uhdei* con un 26.07%, sin embargo la población de estos árboles no fue la más susceptible al contagio de muérdago verdadero, las especies más afectadas por este organismo fueron *Pupulos tremuloides*, con un 100%, después se encuentra el *Populus alba* con un 82.35%, seguido de *Ulmus parvifolia* con un 50.00%. El muérdago encontrado en los sitios de muestreo fue *Cladocolea loniceroides* con un 44.35% del arbolado infestado, siendo la especie *Pupulos tremuloides* la más afectada. Yunuen *et al.* (2015) registraron la presencia de plantas parasitas del género *Cladocolea* y *Struthanthus*, siendo el *Populus tremuloides* la más afectada por estos muérdagos. Por otro lado, Javier *et al.* (2012) encontraron *Cladocolea loniceroides*, *Phoradendron velutinum* y *Struthanthus interruptus* en siete delegaciones de la Ciudad de México sobre 17 hospederas pertenecientes a 10 familias botánicas. La presencia de insectos descortezadores, daños físicos y malas podas condicionan el buen estado del arbolado de la delegación, ya que debilitan la fisiología de estos volviéndolos más vulnerables al ataque e infestación por estas plantas parasitas. Yunuen *et al.* (2015) Identificaron que dentro de los principales problemas del arbolado urbano de la Ciudad de México está el vandalismo, presencia de insectos chupadores, la limitación de espacio para el desarrollo de las raíces, plantaciones inadecuadas, traslape de doseles (copas), este último provoca que los árboles no reciban la luz del sol, limitando la fotosíntesis y otras funciones vitales que realizan los árboles. El huésped y las

condiciones generales del hábitat, pueden ser factores que influyen en la distribución espacial de los muérdagos verdaderos, esto significa que las características de estos, controlan espacialmente el muérdago (Sayad *et al*; 2017).

Los resultados obtenidos con los índices de Dispersión y Green, mostraron una estructura espacial agregada, sin embargo, con la aplicación de estos índices se denotaron irregularidades con respecto a dicha agregación. En un estudio realizado por Ramírez Dávila y Porcayo Camargo (2010), donde aplicaron estos métodos para determinar el patrón espacial de muérdago, encontraron que el índice de Green y de Dispersión muestran una agregación en general de estos organismos; sin embargo, señalan ciertas incongruencias en la determinación de esa distribución, indican en su estudio que el índice de Green es el más adecuado de los índices de Dispersión, ya que es independiente del número de individuos y del valor medio de su abundancia, no es independiente del tamaño de la muestra. El índice de Green, no tiene una varianza conocida, lo que impide calcular sus límites de significancia, probablemente, esta desventaja es responsable del bajo uso de estos índices para detectar patrones; el índice de Green es el mejor, ya que es independiente de la densidad de la población, sin embargo, la gran desventaja que presenta es que se desconoce su varianza exacta (Malhado & Petrere 2004). Con respecto a las distribuciones estadísticas, la mayoría de los sitios de muestreo presento un ajuste hacia una binomial negativa (agregación), el sitio 30 se ajustó a una distribución de Poisson (distribución aleatoria); el valor de k oscilo de 1.12 a 4.12, los mayores grados de agregación se encontraron en los sitios 1 y 24, se descartan los sitios 18 y 40 por falta de ajuste. El índice k es un buen indicativo cuando el tamaño y el número de unidades de muestreo por muestra son los mismos, porque este índice es a menudo influenciado por el tamaño de las unidades de muestreo; este parámetro es una medida inversa del grado de agregación y valores negativos indican distribución regular o uniforme, los valores positivos cercanos a 0 indican una distribución agregada y valores superiores a 8 indican una disposición al azar (Melo *et al*; 2006).

La estadística clásica presenta ciertas limitaciones y contradicciones, ya que no describe de forma clara y contundente el patrón espacial del muérdago verdadero; en muchos casos los resultados no son claros, en otros casos los datos no se ajustaron a ningún tipo de distribución, con este método no se pudieron elaborar mapas de densidad del muérdago verdadero y ver en donde se encuentra la agregación, otra limitante del uso de la estadística clásica es que no toma en cuenta los datos bidimensionales de las poblaciones estudiadas.

La estadística clásica presenta ciertas limitaciones y contradicciones, ya que no describe de forma clara y contundente el patrón espacial del muérdago verdadero; en muchos casos los resultados no son claros, en otros casos los datos no se ajustaron a ningún tipo de distribución, con este método no se pudieron elaborar mapas de densidad del muérdago verdadero y ver en donde se encuentra la agregación, otra limitante del uso de la estadística clásica es que no toma en cuenta los datos bidimensionales de las poblaciones estudiadas.

Los resultados encontrados con los índices (I_a y J_a) señalan una agregación en general del muérdago verdadero. Ramírez-Dávila y Porcayo-Camargo (2009) encontraron una disposición espacial agregada de muérdago en un ambiente natural usando estos índices. Con esto podemos decir que el muérdago toma un patrón de distribución agregada tanto en áreas verdes urbanas como en bosques naturales. En el estudio gracias al índice J_a se encontró que existen varios centros de agregación distribuidos en los 16 sitios de muestreo evaluados. Dávila *et al.* (2013) señalan que este índice al no tener un valor significativamente superior a 1 muestra una distribución agregada y que además de esto, dicha agregación se concentra en diferentes puntos del área estudiada. Estas agregaciones se corroboraron con los mapas elaborados mediante el Kriging (Figura 2) (Maldonado *et al.*; 2016).

El uso de la Geoestadística nos permitió modelar la estructura espacial del muérdago, se ajustaron modelos esféricos en la mayoría de los sitios de muestreo, con un efecto pepita equivalente a 0. Los resultados encontrados mediante este método determinaron la existencia de una estructura espacial

agregada. Una distribución agregada puede indicar que es más probable que el vector o agente dispersante del parasito se disemine a los huéspedes vecinos, en lugar de los huéspedes susceptibles más lejanos (Byamukama *et al*; 2011). Los niveles de dependencia espacial fueron altas para todos los casos, esto quiere decir que la variable tiene una fuerte dependencia espacial; Se considera que una variable tiene una fuerte dependencia espacial si el valor es menor que 25% y una dependencia espacial moderada si el valor esta entre el 25 y 75%, de lo contrario, la variable tiene una débil dependencia espacial. La dependencia espacial alta permite asegurar que la agregación encontrada permanecerá en el tiempo, determinando nichos ecológicos estables (Davila *et al*; 2013). Las distancias obtenidas en el rango permiten inferir que hay altas probabilidades de que los árboles aledaños sean infectados en un periodo de tiempo corto (Ramírez Dávila & Porcayo Camargo 2010). Este valor podría estar relacionado principalmente con el comportamiento de los dispersores principales que son las aves, ya que primero visitan a los árboles más cercanos, infectados o no, lo que promueve una mayor transmisión de semillas de muérdago hacia estos (López De Buen *et al*; 2002). Para nuestro estudio el rango oscilo entre los 5.76 a los 11.90 metros; sería interesante en estudios posteriores evaluar el comportamiento de las aves que cohabitan en las áreas verdes urbanas de la Ciudad de México, así como evaluar la autocorrelación espacial entre el muérdago y la densidad de árboles presentes, otro aspecto importante a considerar si el tipo de suelo juega un papel importante en la distribución espacial de esta planta parasita. Con la geoestadística se elaboraron mapas de densidad mediante la técnica del Krigeado simple, se pudieron determinar las áreas potencialmente infestadas y no infestadas por el muérdago verdadero, con la información generada con los mapas se pueden hacer planes de manejo de estos organismos y de esa forma optimizar los gastos económicos para su manejo y control.

4.8 Conclusiones

En la actualidad es casi nula la información sobre los patrones de distribución espacial del muérdago en los espacios verdes de las ciudades, por ello es importante la aplicación de nuevas tecnologías que nos permitan ver la autocorrelación espacial de estos organismos con el arbolado urbano. El uso de herramientas espaciales como el SADIE y la Geoestadística nos permitieron de forma pertinente modelar la distribución espacial del muérdago verdadero, así como la generación de mapas de gran utilidad que permitirán la operación de planes de manejo dirigidos a las áreas con mayores incidencias de estas plantas parasitas y de esa forma hacer un uso más eficiente del recurso económico en la compra de productos para su control; por otro lado, el uso de la estadística clásica no mostro resultados congruentes, ya que no definió de forma clara la disposición espacial de muérdago.

4.9 Bibliografía

- Alvarado-Rosales D; & Saavedra-Romo L. de L. (2007). El género *Cladocolea* (*Loranthaceae*) en México: Muérdago verdadero o injerto. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente* 5–9.
- Andrew. (2013). Spatial distribution of eastern mistletoe (*Phoradendron leucarpum*, Viscaceae) in an urban environment. *Journal of Alabama Academy of Science* 84(3–4): 155–167.
- Arriola VJ, E Velasco, T Hernández, A González, ME Romero 2012. True Mistletoes of the Trees of Mexico City. *Revista Mexicana De Ciencias Forestales*, 4:(34–45)
- Aukema JE. (2004). Distribution and dispersal of desert mistletoe is scale-dependent, hierarchically nested. *Ecography* 27(2): 137–144. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.03640.x>.
- Byamukama E; Robertson AE; & Nutter FWJ. (2011). Quantifying the Within-Field Temporal and Spatial Dynamics of Bean pod mottle virus in Soybean. *Plant Disease* 95(2): 126–136. <https://doi.org/doi:10.1094/PDIS-07-09-0469>.

- Cantón MA; De rosa C; & Kasperidus H. (2003). Sustentabilidad del bosque urbano en el área metropolitana de la ciudad de Mendoza. Análisis y diagnóstico de la condición de las arboledas. *Avances En Energías Renovables Y Medio Ambiente* 7(1): 29–34.
- Davila J; Solares V; Figueroa D; & Sanchez J. (2013). Comportamiento Espacial de Trips (Insecta: Thysanoptera), en Plantaciones Comerciales de Aguacate (*Persea Americana* Mill.) En Zitácuaro, Michoacán, México. *Acta Zoologica Mexicana* 29(3): 545–562.
- Díaz-Limón MP; Cano-Santana Z; & Queijeiro-Bolaños ME. (2016). Mistletoe infection in an urban forest in Mexico City. *Urban Forestry & Urban Greening* 17: 126–134. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2016.04.004>.
- López L, F Ornelas, G García, J Franco. (2002). Mistletoe infection of trees located at fragmented forest edges in the cloud forests of Central Veracruz, Mexico. *Forest Ecology and Management* 164(1–3): 293–302.
- Maldonado ZF, DJ Ramírez, DV Lara. (2016). Distribución espacial de trips en aguacate en Coatepec Harinas, Estado de México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 7(4): 845–856.
- Javier V; Padilla A; Bautista EV; Tejeda TH; González A; Enrique M; & Sánchez R. (2012). True Mistletoes of the Trees of Mexico City. *Revista Mexicana De Ciencias Forestales*, 4:(34–45).
- López De Buen L; Francisco Ornelas J; & Guadalupe García-Franco J. (2002). Mistletoe infection of trees located at fragmented forest edges in the cloud forests of Central Veracruz, Mexico. *Forest Ecology and Management* 164(1–3): 293–302. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00624-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00624-7).
- Maldonado ZF; Ramírez DJ; Rubí AM; Antonio NX; & Lara DV. (2016). Distribución espacial de trips en aguacate en Coatepec Harinas, Estado de México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 7(4): 845–856.
- Malhado CM; & Petrere M. (2004). Behaviour of dispersion indices in pattern detection of a population of angico, *Anadenanthera peregrina*

- (Leguminosae). *Brazilian Journal of Biology*, 64(2): 243–9. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842004000200009>.
- Mathiasen RL; Shaw DC; Nickrent DL; & Watson D. (2008). Mistletoes: Pathology, Systematics, Ecology, and Management. *Plant Disease*. 92(7).
- Matula R; Svátek M; Pálková M; Volařík D; & Vrška T. (2015). Mistletoe infection in an oak forest is influenced by competition and host size. *PLOS ONE*, 10(5): 1–11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0127055>.
- Melo De Fernandes MG; Degrande PE; Cessa R, Jorge L. (2006). Distribuição Espacial de Plantas Infestadas por *Spodoptera frugiperda* (J . E . Smith) (Lepidoptera : Noctuidae) na Cultura do Milho. *Neotropical Entomology* 35: 689–697. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-566X2006000500018>.
- Moral Garcia FL. (2004). Aplicación de la geoestadística en las ciencias ambientales. *Ecosistemas* 13(1): 78–86.
- Quero JL. (2006). SADIE como herramienta de cuantificación de la heterogeneidad espacial: casos prácticos en el Parque Nacional de Sierra Nevada (Granada , España). *Ecosistemas* 15(3): 40–47.
- Ramírez-Dávila JF; & Porcayo-Camargo E. (2009). Estudio de la distribución espacial del muérdago enano (*Arceuthobium* sp.) en el Nevado de Toluca , México. *Madera Y Bosques*, 15(2): 93-112.
- Ramírez Dávila JF; & Porcayo Camargo E. (2010). Estudio comparativo de la distribución espacial del muérdago enano (*Arceuthobium* sp.) en la ladera norte del Parque Nacional Nevado de Toluca, México. *Bosque*, 31(1): 28–38. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002010000100004>.
- Ramón BP; Cruz De Zavala I; & Zavala MA. (2016). Factors influencing the dispersion of *Arceuthobium oxycedri* in Central Spain : evaluation with a new null model for marked point patterns. *Forest Pathology* 1–12. <https://doi.org/10.1111/efp.12279>.
- Ricotta C; Grapow LC; Avena G; & Blasi C. (2001). Topological analysis of the

- spatial distribution of plant species richness across the city of Rome (Italy) with the echelon approach. *Landscape and Urban Planning* 57(2): 69–76.
- Rist, L., Uma Shaanker, R., & Ghazoul, J. (2011). The Spatial Distribution of Mistletoe in a Southern Indian Tropical Forest at Multiple Scales. *Biotropica*, 43(1), 50–57. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00643.x>.
- Ross CJS. (1987). Maximum likelihood program. Rothamsted Experimental Station Harpenden. UK.
- Samper FJ; & Carrera J. (1996). Geoestadística, aplicaciones a la hidrogeología. Centro Internacional de Métodos Numéricos en Ingeniería, España.
- Sayad E; Boshkar E; & Gholami S. (2017). Different role of host and habitat features in determining spatial distribution of mistletoe infection. *Forest Ecology and Management* 384: 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.012>.
- SEDEMA. (2010). Integración de Sistemas de Gestión para las Áreas Verdes del Distrito Federal mediante un Sistema de Información Geográfica "GOBIERNO DEL DISTRITO FEDERAL, Secretaría del Medio Ambiente. UNAM- Instituto de Geografía.
- Ward MJ; & Paton DC. (2007). Predicting mistletoe seed shadow and patterns of seed rain from movements of the mistletoebird, *Dicaeum hirundinaceum*. *Austral Ecology* 32(2): 113–121. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01668.x>
- Yunuen A; Hernández Z; Manuel V; Alcalá C; Ángel M; & López L. (2015). Identificación de daños en el arbolado de tres parques del Distrito Federal. Identification of tree damages of three parks of Mexico City. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 6(32): 63–82.

5.- CONCLUSIONES GENERALES

En base a los resultados obtenidos con la aplicación de herramientas de Estadística clásica, Geoestadísticas y Estadística espacial, se puede decir que la estructura espacial actual de las plantas parasitas (muérdago verdadero) en las áreas verdes de las dos Delegaciones analizadas toma un patrón espacial agregado o de contagio. El uso de los métodos Espaciales tiene una ventaja sobre los métodos de Estadística clásica, ya que con este método se pueden, aparte de modelar la distribución espacial de los organismos, generar mapas de densidad a través de la técnica del Krigeado ordinario, donde se muestran los diferentes focos de agregación del muérdago verdadero en las áreas estudiadas.

De forma general, podemos concluir que los métodos utilizados son buenos, ya que sus resultados son similares. Las condiciones del hospedante y el hábitat pueden ser factores que influyen en las agregaciones de estos organismos en las áreas estudiadas, ya que estos factores controlan espacialmente la distribución del muérdago. Con la información generada con los mapas de densidad se pueden observar de manera clara las áreas mayormente afectadas, por lo que facilitara su ubicación y de esa forma poder hacer un control dirigido a áreas específicas. Por otro lado, resultaría interesante en estudios posteriores evaluar y modelar la distribución espacial del muérdago verdadero para toda la Ciudad de México, generando mapas de densidad por Delegación y ver los diferentes focos de agregación de estos organismos parásitos en las áreas verdes de las 16 Demarcaciones territoriales de la Ciudad de México.