



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA
UNIDAD XOCHIMILCO

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD
DEPARTAMENTO EL HOMBRE Y SU AMBIENTE
MAESTRÍA EN ECOLOGÍA APLICADA

Dinámica poblacional de tres especies anuales, dos nativas y una invasora, en un pedregal sujeto a restauración ecológica dentro de la Ciudad Universitaria de la UNAM

TESIS

(Idónea Comunicación de Resultados)

Que para obtener el grado de

Maestro en Ecología Aplicada

PRESENTA:

Agrón. Nestor Tunal Sánchez

COMITÉ TUTORAL:

Codirectores:

Dr. Facundo Rivera Becerril

Dra. Ma. del Pilar Ortega Larrocea

ASESOR:

Dr. José Raventós Bonvehí

Ciudad de México

Octubre, 2017

DEDICATORIA

El presente trabajo es dedicado a Julia Sánchez quien dio apoyo incondicional para la realización de ésta, Ing. Agro. Lucía Ortega quien siempre apoyo incondicionalmente para su realización y a la tutora más linda del mundo.

AGRADECIMIENTOS

Esta tesis fue realizada en el Geopedregal (pedregal 204), Pedregal remanente del Programa de Adopción de Pedregales Remanentes de la Secretaría Ejecutiva de la Reserva Ecológica El Pedregal de San Ángel bajo el financiamiento de los proyectos PAPIME PE108915 y PAPIIT IV200117 de la Dirección General de Asuntos del Personal Académico de la UNAM.

También contó con apoyo institucional del Programa de Maestría en Ecología Aplicada de la UAM.

Quiero manifestar mi agradecimiento a la Dra. Ma. del Pilar Ortega Larrocea por dirigir este proyecto y el apoyo para la realización del mismo, al Dr. José Raventós Bonvehí por toda su dirección en la conceptualización de los modelos y en el procesamiento de los datos, así como su enorme bondad en enseñarme pacientemente la interpretación de los mismos y al Dr. Facundo Rivera Becerril por haber aceptado ser el tutor de este trabajo.

Una parte experimental se desarrolló en el Invernadero del Departamento de Edafología del Instituto de Geología de la UNAM. Se agradece el apoyo técnico de la M. en C. Iris Suárez Quijada del Departamento de Edafología del Instituto de Geología de la UNAM.

Se agradece al Diseñador Gráfico Alejandro Sánchez Luna por su ayuda en la edición de imágenes y al P. de B. Emmanuel Zeno quien ayudo a las colectas y la elección de las especies.

... as a representation of the fundamental man-God relationship: man, who comes to God with his most difficult questions, which finally he must answer himself, because God is silent.

He does not answer them with *words*.

The answers are contained in the book of his creation (to which the questioning man himself belongs).

True natural science deciphering of this text.

Albert Hofmann

El Jurado asignado por la Comisión Académica de la Maestría en Ecología Aplicada de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco, aprobó la tesis titulada:

**Dinámica poblacional de tres especies anuales, dos nativas y una invasora,
en un pedregal sujeto a restauración ecológica dentro de la Ciudad
Universitaria de la UNAM**

Que presentó:

Nestor Tunal Sánchez

El día **X de X** del 2017 en la Ciudad de México para obtener el Grado de Maestro en
Ecología Aplicada

JURADO DE EXAMEN

Dr. José Raventós Bonvehí

Presidente

Dra. Sara Lucía Camargo

Secretaria

Dr. Francisco Reyes Zepeda

Vocal

ÍNDICE

PREFACIO	7
CAPÍTULO I.....	10
Evaluación de los parámetros del ciclo de vida de dos especies vegetales nativas, <i>Manfreda scabra</i> y <i>Crotalaria pumila</i> , y de una especie invasora, <i>Ricinus communis</i> , dentro de una zona sujeta a restauración ecológica en la Ciudad Universitaria de la UNAM. Modelos matriciales de crecimiento de <i>Crotalaria pumila</i> , especie nativa y <i>Ricinus communis</i> , especie invasora, dentro de una zona sujeta a restauración de la REPSA.	
CAPÍTULO II	105
Modelos matriciales de crecimiento de <i>Crotalaria pumila</i> , especie nativa y <i>Ricinus communis</i> , especie invasora, dentro de una zona sujeta a restauración de la REPSA.	
Capitulo III.....	105
Transferencia de Tecnología: Extracción de aceite de ricino (<i>Ricinus communis</i>) como propuesta sustentable de aprovechamiento de una planta invasiva _Toc495766345	
4. ANEXOS	173

PREFACIO

La Universidad Nacional Autónoma de México alberga el ecosistema denominado matorral xerofítico de *Pittocaulon praecox*. Esta reserva urbana, conocida como Reserva Ecológica del Pedregal San Ángel (REPSA), provee de servicios ecosistémicos a la zona sur de la Ciudad de México; sin embargo, enfrenta distintas amenazas para su dinámica natural. Dentro de las amenazas se encuentran los riesgos hacia la flora nativa que resguarda, como lo es la introducción de especies exóticas invasivas que afectan la incidencia de luz, y compiten por nutrimentos y espacio.

En esta investigación se aplicaron modelos poblacionales para evaluar varios parámetros de los ciclos de vida de dos especies nativas (*Manfreda scabra* y *Crotalaria pumila*) y una invasiva (*Ricinus communis*) en un pedregal sujeto a restauración ecológica. La finalidad fue evaluar la heterogeneidad de dos microambientes que se presentan comúnmente en la REPSA, donde se pudieron estudiar réplicas experimentales a lo largo de más de un año. Las condiciones de las réplicas obedecieron a tres sitios llamados conservados en los que tanto el suelo como la vegetación correspondieron a sitios sin evidente perturbación antropogénica en este relicto de pedregal. En contraste, los sitios perturbados correspondieron a lugares donde previamente se había arrojado cascajo y establecido una cubierta vegetal, por lo que tanto la profundidad como las características del suelo fueron muy diferentes. Otras características que permitieron hacer un contraste entre ambos tratamientos fueron la intensidad luminosa y la exposición de borde. Todos estos aspectos ambientales marcan las diferencias adaptativas que presentan las especies nativas adaptadas ecológicamente a las condiciones naturales, y las invasoras a las condiciones de perturbación. La finalidad del estudio fue someter especies adaptadas a sitios conservados, a los sitios perturbados y ver su respuesta, y viceversa. Lo anterior ofrece elementos para implementar manejos adecuados de las especies vegetales a corto, mediano y largo plazo.

El trabajo se dividió en tres capítulos. En la primera parte, el capítulo uno, se presenta todo el análisis de los parámetros merísticos de las poblaciones de tres especies vegetales. Para decidir el número mínimo de semillas introducidas y la calidad del germoplasma recolectado, se hicieron estudios previos de germinación *in vitro* y en invernadero. De este modo, el germoplasma se homogenizó, y los lotes fueron sembrados en la época de lluvias para observar la dinámica en campo más cercana a lo que podría darse en condiciones no experimentales. La especie invasiva tuvo la mayor germinación con respecto a las especies nativas; la supervivencia fue mejor para *M. scabra* dado que cuenta con la adaptabilidad para las condiciones del ecosistema; la especie invasora mostró un crecimiento exponencial reflejado en su altura, al compararse con las plantas nativas; *R. communis* y *C. pumila* completaron su ciclo vital al llegar a la etapa reproductiva, en contraste con *M. scabra*.

A lo largo del desarrollo del trabajo, varios factores externos generaron cambios en los parámetros analizados, tales como el crecimiento de un pasto introducido en las réplicas de los tratamientos perturbados, el impacto de una helada que produjo necrosis en la mayor parte de las plantas, y otras variaciones como las condiciones de iluminación y cobertura vegetal de otras especies rastreras. Todos estos factores afectaron de manera lógica las respuestas de las plantas en cada segmento analizado de su ciclo de vida; sin embargo, los modelos de las poblaciones vegetales fueron contruidos con los datos que se generaron con todas estas afectaciones, tratando de representar esta enorme heterogeneidad a la que se enfrentan las plantas. En concordancia con lo anterior, los resultados que aquí se presentan en el capítulo dos donde se hizo el modelaje de las poblaciones, pueden variar considerablemente si se nutrieran de datos bajo circunstancias distintas. Conscientes de ello, la interpretación de los mismos fue acotada a las circunstancias específicas de lo sucedido en cada situación. La población de *R. communis* mostró un crecimiento exponencial a lo largo del tiempo; en contraste, el crecimiento poblacional de *C. pumila* fue relativamente bajo; asimismo, fueron identificadas las etapas más sensibles de ambas especies con las que se realizaron estudios para el control de *R. communis* y la

conservación de *C. pumila*. El establecer modelos poblacionales para estudiar e interpretar la dinámica poblacional de especies coexistentes en un ecosistema es muy útil; ello permite aplicar un manejo no empírico, lo más cercano posible a como se comportan las poblaciones bajo circunstancias reales. Se requiere, sin embargo, enriquecer los modelos con más ciclos de vida, lo que no siempre es posible dadas las limitantes en tiempo.

Finalmente, en el capítulo tercero, como una medida de control de la especie vegetal invasiva *R. communis*, que amenaza las poblaciones nativas de plantas y, a través de un manejo sustentable, se estandarizó un método para la extracción de aceite con potencial para generar biocombustibles. De esta forma, en el presente trabajo se aprecia una aplicación tecnológica derivada del conocimiento teórico.

Palabras clave: *Ricinus communis*, *Manfreda scabra*, *Crotalaria pumila*, Reserva urbana, plantas invasoras.

CAPÍTULO I

Evaluación de los parámetros del ciclo de vida de dos especies vegetales nativas, *Manfreda scabra* y *Crotalaria pumila*, y de una especie invasora, *Ricinus communis*, dentro de una zona sujeta a restauración ecológica en la Ciudad Universitaria de la UNAM

RESUMEN

Los parámetros de los ciclos de vida de las plantas constituyen elementos que se deben conocer para poder procurar un manejo adecuado de las especies invasoras de ecosistemas naturales y de la vulnerabilidad de las especies nativas con fines de conservación y/o restauración ecológica. Estos parámetros comprenden principalmente la germinación de las semillas, la dinámica de su emergencia, el crecimiento y desarrollo de las plantas, su supervivencia y la fecundidad o reproducción que permitirán establecer nuevamente un banco de semillas. *Manfreda scabra* (Ortega) McVaugh y *Crotalaria pumila* Ort. están entre las especies nativas más conspicuas de La Reserva Ecológica El Pedregal de San Ángel (REPSA), mientras que *Ricinus communis* L. es una de las especies invasoras más abundantes y agresivas en los sitios perturbados. Se seleccionó un pedregal sujeta a restauración ecológica donde existen microambientes conservados y otros espacios perturbados para documentar los parámetros antes mencionados a lo largo de un periodo de un año. Ambos tratamientos, conservado y perturbado, comprendieron tres réplicas (parcelas) donde se sembraron 60 semillas en cada una.

La germinación total de *M. scabra* fue del 83% y no fue distinta en los sitios perturbados que en aquellos conservados. La germinación de *C. pumila*, fue la menor de todas con el 53 % aún con una escarificación química de las semillas.

La germinación de la especie invasora *R. communis*, en los distintos tratamientos fue la mayor de las tres especies con el 94 %. La emergencia de *C. pumila* y *R. communis* fue similar en los dos sitios estudiados: en los sitios conservados, estuvo influenciada por la heterogeneidad del sustrato con una tasa constante, pero menor que en los sitios perturbados donde ambas especies germinaron de manera casi total en las primeras semanas.

La supervivencia de *M. scabra* sólo mostró diferencias significativas en el tratamiento conservado con los test de log rank y la regresión de Cox; la distribución de Weibull para los valores de β fueron > 1 siendo la distribución ajustada a un Log Gamma Generalizado. *C. pumila*, presentó solo diferencias significativas en el tratamiento conservado con ambos tests; en la distribución de Weibull los valores de β fueron > 1 y la distribución ajustada correspondió al Umbral Weibull. *R. communis*, presentó diferencias significativas en el tratamiento perturbado con los test de log rank y la regresión de Cox respectivamente; la distribución de Weibull para los valores de $\beta > 1$ y la distribución ajustada igualmente correspondió al Umbral Weibull.

Palabras clave: germinación, supervivencia, crecimiento, distribución Weibull, Umbral de Weibull.

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

De acuerdo con la Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal, la Ciudad de México (CDMX), dadas las características fisiográficas únicas de esta cuenca, resguarda muchas especies endémicas y ecosistemas de gran importancia como el matorral xerófilo (SMAGDF, 2012; CONABIO y SEDEMA, 2016). El suelo de conservación y la diversidad de las áreas naturales protegidas en la CDMX brindan servicios ecosistémicos que garantizan la salud y calidad de vida en una de las urbes más grandes del mundo. Gran parte de estas zonas se encuentra bajo una elevada presión antropogénica donde entre las principales amenazas están la pérdida de la biodiversidad y la invasión de especies exóticas. Éstas se integran a los ecosistemas naturales como producto de las actividades humanas que han sido causantes de grandes invasiones biológicas (Garcillán *et al.*, 2013). La globalización es un vector relevante para que algunos seres vivos atraviesen las barreras naturales que los limitan a un ecosistema particular (García-Gallo *et al.*, 2008). Los inventarios de las especies no nativas constituyen un avance importante en su reconocimiento para posteriormente estudiar sus atributos biológicos para determinar su capacidad de invasión, de persistencia y erradicación y/o control (Ochoa y Andrade, 2003).

De acuerdo con la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2014), las especies nativas son aquellas que habitan de manera natural un área geográfica sin la directa o indirecta introducción o cuidado por el humano. Dichas especies, se reportan para una región y son relativamente estables sobre los factores biogeográficos y evolutivos (Halffter y Moreno, 2005). El Programa Mundial sobre Especies Invasoras, GISP (Global Invasive Species Program), considera especies invasoras exóticas aquellas que han sido introducidas fuera de su intervalo natural de ocurrencia actual o pasada y cuya introducción y dispersión afecta la salud humana, la economía y/o el ambiente. Las especies exóticas o invasivas son individuos que se establecen fuera de sus hábitats naturales y constituyen uno de los principales factores del cambio global; han sido trasladadas fuera de su hábitat original por diversos motivos, entre los cuales se incluyen su

valor económico u ornamental, su empleo como agentes de control biológico y por descuido del ser humano (CDB, 2005). Las especies exóticas pueden ser invasivas y son la segunda causa de la pérdida de la biodiversidad después de la destrucción de los hábitats (García-Gallo *et al.*, 2008). Debido a que muchas especies exóticas brindan beneficios al hombre, los impactos que pueden causar en los ecosistemas son muy graves, debido a que desplazan a las especies nativas por competencia directa, depredación, transmisión de enfermedades tanto para la flora y fauna, como para el ser humano. Las especies invasoras modifican el hábitat, las cadenas tróficas, las condiciones biofísicas y alteran la vulnerabilidad a incendios; además afectan los sistemas agrícolas, pecuarios y forestales (Aber *et al.*, 2012; Izaguirre, 2008).

Ochoa y Andrade (2003) describieron que la capacidad de invasión de una especie exótica está relacionada con la magnitud de la expansión después de su introducción, y puede tener varios grados según su expansión generalizada o local y los procesos vegetativos de su diseminación. Los grados permitirán reconocerlas como especies invasoras o malezas ruderales (Cronk y Fuller, 1995). De acuerdo con la Convención de Biodiversidad Biológica (2005), las especies exóticas tienen varias categorías como contenidas, invasoras, establecidas e introducidas. Los principales factores que permiten que un organismo se transforme en invasor son que disminuya al mínimo su capacidad de ser parasitado, depredado o competido por enemigos naturales, ser biológicamente competitivo teniendo generaciones cortas y amplia capacidad de adaptarse a nuevos hábitats y colonizar un ecosistema alterado por causas naturales o antrópicas (Nebel y Porcile, 2006).

Nebel y Porcile (2006) establecieron varias estrategias para el control de especies exóticas como el monitoreo continuo y la prospección de las mismas; la identificación de las zonas de mayor cobertura y el inventario nacional; la evaluación del impacto sobre las comunidades nativas, el realizar prácticas de corte o el control químico o biológico; reglamentar la gestión del uso de las mismas sobre todo cuando son de importancia económica y realizar prácticas de regeneración de las comunidades nativas.

Los ecosistemas conservados presentan también especies exóticas y sobre todo aquellos que están influenciados por un entorno citadino (Gotelli y Colwell, 2001). Tal es el caso de La Reserva Ecológica El Pedregal de San Ángel (REPSA), situada en el sur de la CDMX en los terrenos de la Universidad Nacional Autónoma de México y que está catalogada como una Reserva Urbana (Fig. 1). Esta reserva conserva uno de los ecosistemas relicto de la cuenca de la Ciudad, denominado Matorral de palo loco o *Senecioetum praecoxis*. Se han realizado varios listados de especies de este ecosistema, los cuales se encuentran compilados en varios libros por diversos autores; en ellos se indica la gran diversidad que protege la REPSA. Sin embargo, Castillo-Argüero y colaboradores (2009) registraron al menos 321 especies con un estatus considerado como nativos o afines y que están siendo amenazadas por 60 especies de plantas vasculares exóticas registradas.

1.1. Sitio de estudio

1.1.2. Matorral xerofítico de *Pittocaulon praecox*

Los matorrales xerofíticos se distribuyen en las zonas de clima árido y semiárido de México y comprenden numerosas comunidades vegetales de aspecto arbustivo y flora en la que predominan los géneros con afinidad neotropical. Estos ecosistemas contribuyen con el 37 % de endemismos en México y este tipo de vegetación es de los más importantes debido a su extensión (Rzedowski, 1998). El matorral xerofítico se compone principalmente por arbustos de talla baja y plantas suculentas y semisuculentas pertenecientes a familias como Cactaceae, Agavaceae, Crassulaceae y Fouquieriaceae (Rzedowski y Rzedowski, 2005; Rzedowski, 2006).

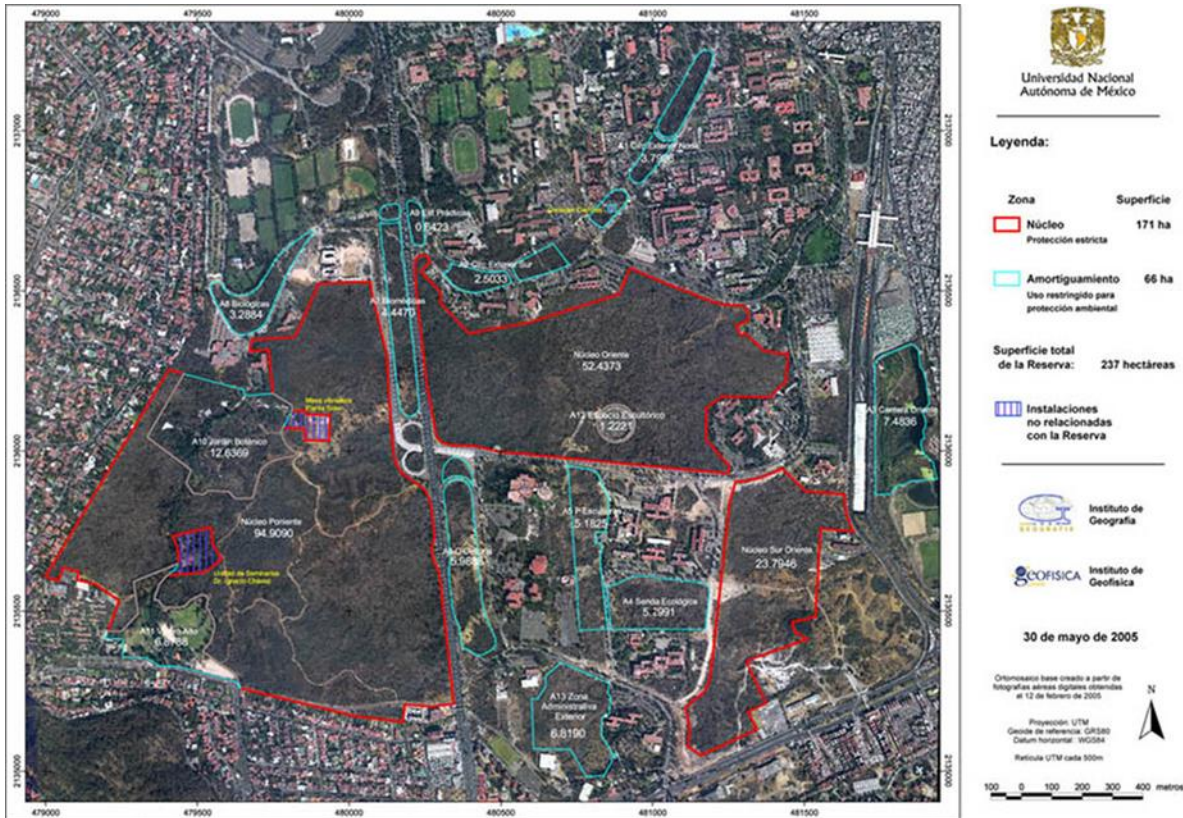


Figura 1. Mapa de la Reserva Ecológica El Pedregal de San Ángel (REPSA) donde se observan las zonas núcleo y zonas de amortiguamiento. Imagen tomada de www.repsa.unam.mx/index.php/ubicacion (fecha de última actualización, 10 de octubre del 2017).

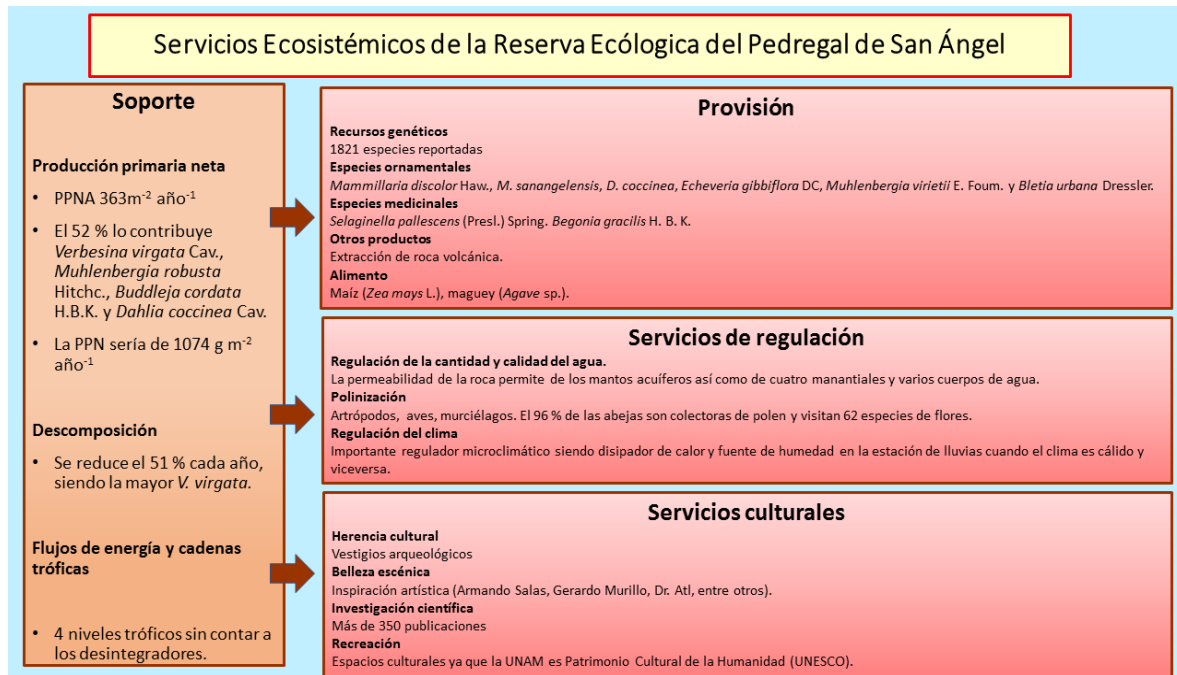
El matorral xerofítico de la REPSA presenta un clima templado subhúmedo con lluvias en verano [Cb(w1)w] comprendidas en los meses de junio a octubre y una época seca de noviembre a mayo; la temperatura media anual es de 15.6 °C, con precipitación media anual de 833 mm. La topografía accidentada, producto de la erupción del volcán Xitle, permitió la formación de distintos microhábitats que han desarrollado un sustrato escaso, poco profundo y rocoso ya que la profundidad de suelo varía de 0 a 30 cm con un promedio de 4.5 cm (Lot y Cano-Santana, 2009; Rojo, 1994). Los microhábitats contribuyen con la gran diversidad de flora en el ecosistema, en el que predominan las formas de crecimiento arbustivas y herbáceas dado lo somero del suelo (Castillo-Argüero *et al.*, 2007).

1.2. Servicios ecosistémicos en la REPSA

Los ecosistemas y los recursos que en ellos se encuentran están ligados a funciones y procesos que benefician al ser humano y se enlazan al sistema socioeconómico; estas funciones o procesos son denominados servicios ecosistémicos (De la Lanza *et al.*, 2013). Se han desarrollado diversas metodologías para hacer un cálculo aproximado del valor económico de estos bienes propios del mercado (Aguilera, 2006). Estos se clasifican en servicios de soporte, de provisión, de regulación y culturales (MEA, 2003). De acuerdo con Costanza y colaboradores (1997), algunos servicios ecosistémicos aportan dos o más bienes para el ser humano por lo que la sobreexplotación, el mal manejo y su baja valoración tienen un gran impacto en el bienestar humano.

Dentro de la REPSA, los servicios ecosistémicos no han sido completamente reconocidos ni calculados (Cano-Santana *et al.*, 2006); sin embargo, se han identificado con base en la evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA, 2003). Hasta la fecha se han identificado cinco servicios de provisión, tres de regulación, cuatro culturales y tres de soporte (Cuadro 1). A pesar de ser una reserva protegida por la UNAM, no es sino hasta esta década que se han considerado estos servicios y se ha logrado una visión holística del manejo del ecosistema, por lo que es de suma importancia realizar investigaciones científicas de los beneficios que la REPSA proporciona a los habitantes del sur de la zona metropolitana de la CDMX (Nava-López *et al.*, 2009).

Cuadro 1. Servicios ecosistémicos identificados dentro de la Reserva Ecológica El Pedregal de San Ángel, CDMX. Tomado de Cano-Santana y col. (2006).



La adaptación de los organismos a su entorno natural es el resultado de un largo y complejo proceso de supervivencia en donde las distintas fases de desarrollo, desde que nacen, hasta que se reproducen y mueren, constituyen un ciclo biológico (Margalef, 1982). Existen muchos tipos de ciclos biológicos de acuerdo con la naturaleza del organismo; por ejemplo, hay ciclos con alternancia de fases en donde existen generaciones haploides o diploides. En las plantas vasculares, en general, los ciclos de vida están sujetos al tipo de reproducción sexual de las angiospermas y gimnospermas, o bien de las especies que se reproducen una sola vez o varias a lo largo de su vida (semélparas vs. iteróparas) (Begon *et al.*, 1995). Las angiospermas, al producir semillas inician su ciclo de vida cuando éstas germinan y lo concluyen cuando generan sus propias estructuras reproductivas que originarán nuevas semillas. La generación de semillas involucra fenómenos de fecundación que pueden llegar a ser muy complejos, de acuerdo con la especie, así como con eventos de maduración de los embriones, viabilidad y otros procesos intrínsecos relacionados con la

germinación, y extrínsecos como los que se dan en el banco de semillas (Ricklefs, 1990). Ecológicamente, estudiar los ciclos de vida de algunas especies es complicado debido a que algunas de ellas se adaptan a las condiciones del ecosistema en el que están o incluso, sufren cambios en ellos dependiendo de los factores limitantes, físicos o biológicos (Krebs, 1986). De esta manera, para generar modelos en donde se entienda la dinámica que sigue una especie para nacer, crecer, reproducirse y morir, la selección de la especie es crucial para que la cuantificación de cada uno de estos eventos pueda darse de manera eficaz y fácilmente reproducible. La ecología de poblaciones estudia la dinámica que siguen los organismos a lo largo de su ciclo de vida y cómo se ve afectada al interactuar con el medio o con otros organismos (Begon y Mortimer, 1986). De ahí que, en ecosistemas naturales, todas las especies se han adaptado a condiciones de estacionalidad, iluminación, temperatura, disponibilidad de nutrientes, depredación y competencia, entre otros. Cuando existen cambios inducidos por el hombre en estos ecosistemas, algunas especies de rápido crecimiento y que tienen un amplio espectro de crecimiento y tolerancia hacia las situaciones anteriormente mencionadas, tendrán una ventaja competitiva sobre aquellas especies con requisitos más estrictos. Tal es el caso de las especies invasoras vs. las especies nativas, las que, por lo general, tienen mecanismos de supervivencia, crecimiento, reclutamiento y reproducción más eficaces ante gran variedad de condiciones (Begon *et al.*, 1995).

El entendimiento de cuáles son los periodos en los ciclos de vida en los que los individuos pertenecientes a una población de una especie nativa sean más vulnerables a sobrevivir, reproducirse y generar descendencia, permitirá proponer prácticas de manejo para proteger la población en situaciones adversas. De la misma forma, pero en sentido inverso, el entender en qué fase del ciclo de vida las especies exóticas o invasoras se reproducen con mayor eficiencia o crecen abundantemente, permitirá establecer el momento adecuado en el que sea más factible llevar a cabo su control (Vilà *et al.*, 2011).

De acuerdo con ello, los parámetros a estudiar son la natalidad, la mortalidad, la fertilidad y/o fecundidad y el desarrollo. La fertilidad se refiere a la capacidad de una especie de generar uno o varios individuos en un periodo de tiempo, mientras que la fecundidad involucra el número de eventos en el ciclo de vida en los que esta especie se reproduce (Begon y Mortimer, 1986). Por lo anterior, en especies anuales la fecundidad constituye la tasa de crecimiento de la población. Si bien las fases de desarrollo en varias especies vegetales pueden ser muy diversas o complicadas para darles seguimiento a lo largo de su ciclo de vida, se consideran entonces lapsos de tiempo para cuantificarlo, dando valores de estructura de edades. En algunas plantas esto puede responder de acuerdo con el número de hojas, entre nodos y entrenodos que generen, número de tallos o alturas en función de determinados meses. Además, la dinámica en el tiempo de las poblaciones incluye su seguimiento en al menos dos ciclos de vida, en donde se pueda apreciar el número de individuos que han germinado nuevamente, producto de la reproducción de los individuos de la población original de seguimiento. Entre más generaciones se estudien, más predictivos y exactos pueden llegar a ser los modelos (Begon *et al.*, 1995).

La cuantificación de estos parámetros en campo es complicada, debido a numerosos factores como el banco de semillas, que pueden llevar a inducir errores en los conteos. Por otro lado, el estudio de los componentes principales del ciclo de vida en condiciones artificiales también puede llegar a generar resultados que no tengan que ver con el comportamiento de la especie de estudio en condiciones naturales. Por ello, se recomienda el estudio en campo en parcelas experimentales donde las especies se enfrenten a las condiciones ambientales complejas, y se pueda tener control de algunos parámetros como el marcaje de los individuos y su seguimiento en el tiempo (Ricklefs, 1990). De esta manera es como se ha conocido la tasa de germinación en el tiempo, el crecimiento y el desarrollo de dos especies en estudio, al partir de un número de individuos predeterminado e idéntico. El generar numéricamente en tablas o matrices de crecimiento los eventos que se producen en las especies, permite calcular las curvas de supervivencia de las mismas cuando están sujetas a diferentes

tratamientos o condiciones en campo. Estas curvas ayudan a visualizar las tendencias, ya sea la disminución o incremento en el tiempo, de un grupo de individuos o cohorte y generar varios tipos de curvas de supervivencia.

Las principales etapas comprendidas en ciclos de vida relacionados con especies anuales permiten evaluar la dinámica poblacional en periodos de tiempo adecuados para estudios de campo. Las plantas anuales, son por lo general, herbáceas cuyos ciclos de vida se completan a lo largo de diez meses o mucho menos y generalmente coinciden con la germinación en la primavera y la senescencia o muerte en otoño-invierno (especies anuales de verano). Algunas plantas perennes o bianuales tienen ciclos emergentes que duran un año sin que la planta llegue a desaparecer por completo ya que mantienen estructuras vegetativas en el suelo a manera de cormos o raíces.

1.3. Problemática de la REPSA

La REPSA al ser una reserva urbana, lidia con distintas amenazas para la dinámica natural del ecosistema; las principales problemáticas que se han identificado son la reducción del área del pedregal por el crecimiento urbano, la vulnerabilidad de los límites, la presencia sistemática de personas, los incendios, la contaminación por iluminación y sonido, las instalaciones dentro de la reserva, la acumulación de residuos, y los riesgos para la flora y la fauna nativas (Lot *et al.*, 2016). La reducción del pedregal es debida al desarrollo urbano, las construcciones en la cercanía de la REPSA, el relleno del terreno con cascajo para la construcción de edificios y el depósito de desechos de construcción, así como la extracción y explotación de basalto (Lot *et al.*, 2016). Esto ha traído como consecuencia que hayan quedado muchos espacios de pedregal remanentes entre las construcciones y que, además, quedan fuera de las zonas propias de la Reserva. Estos pedregales están recientemente protegidos por un programa de manejo que lleva la misma Secretaría encargada de la REPSA (SEREPSA, 2008; Fig. 2).

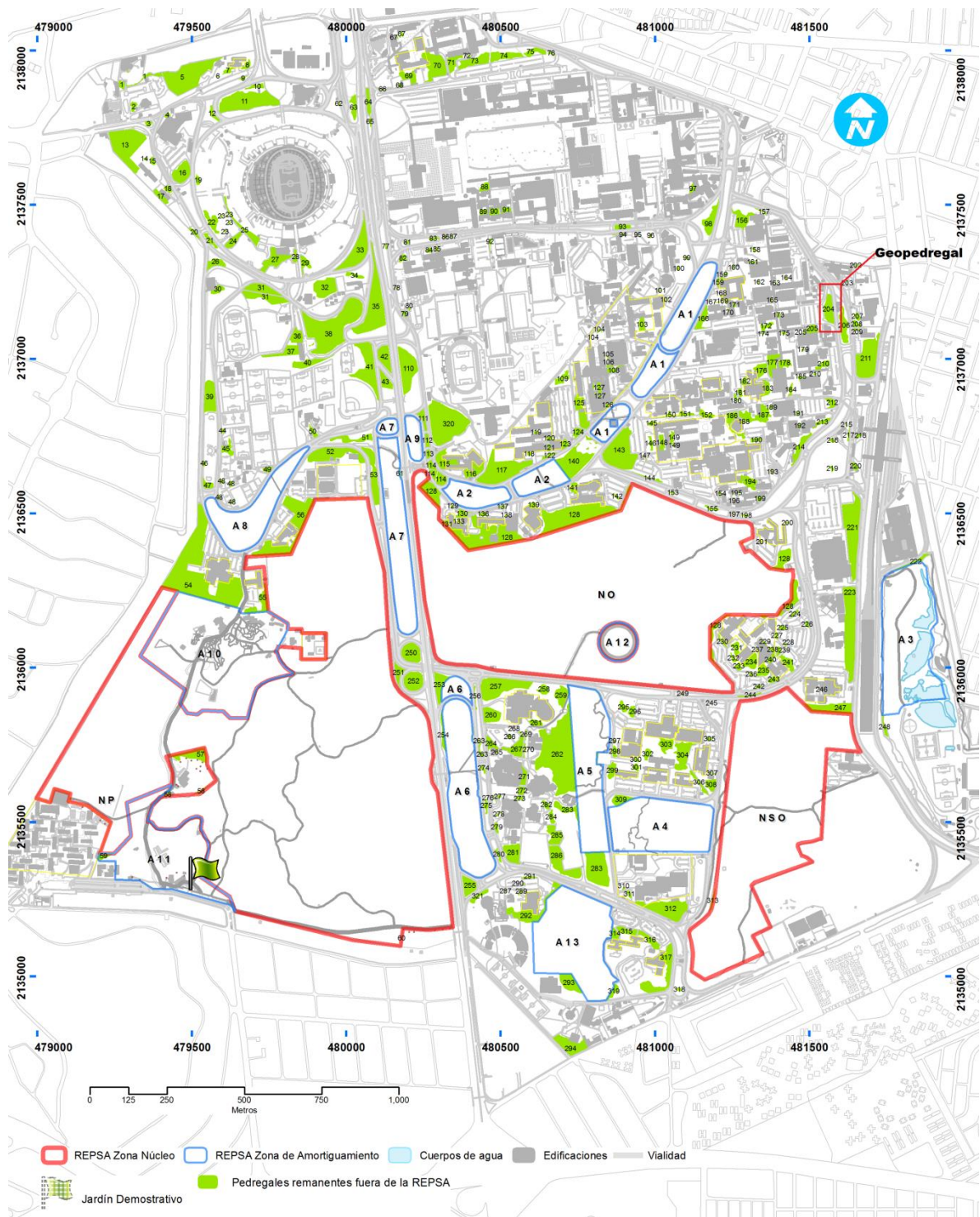


Figura 2. Mapa de los pedregales remanentes de la Reserva Ecológica El Pedregal de San Ángel donde se observa la ubicación del sitio en estudio Geopedregal (pedregal 204). Imagen adquirida de Zambrano y col. (2016).

Dentro de los límites de la reserva se presenta una variedad de rejas y bardas que fragmenta el ecosistema. Asimismo, existen accesos regulados; sin embargo, se han creado entradas informales por donde pueden acceder personas en situación de calle e inclusive gente que realiza actividades ilícitas. Dichas personas dañan el ecosistema de diferentes formas, por ejemplo, mediante actos vandálicos (robo y destrucción de recursos, graffiti y extracción de especies nativas) o a través de la introducción de fauna feral (perros) (Lot *et al.*, 2012). La reserva ha sido considerada un espacio para la recepción de desperdicios urbanos, lo que afecta su funcionamiento: la producción de basura, los restos de materia orgánica de los jardineros, los residuos de las obras y misceláneos han deteriorado el ecosistema (Lot *et al.*, 2012).

Por otro lado, dadas las características climáticas de este ecosistema en donde existen dos épocas contrastantes, lluvia y secas, los incendios afectan la reserva en los meses de febrero a abril; en su mayoría han sido ocasionados por la actividad humana. La introducción de especies exóticas nativas pirófilas (eucalipto y pasto kikuyo), las fogatas, colillas de cigarro y la acumulación de basura inflamable (papel, cartón, plástico y madera) han incrementado los incendios (Orozco-Juárez y Cano-Santana, 2007). Los incendios pueden tener efectos sobre las condiciones fisicoquímicas del ambiente, e inciden en las interacciones entre las especies (Lot *et al.*, 2012). Por ejemplo, por cada individuo de zacatón (*Muhlenbergia robusta*) que se quemó, se destruirá el hábitat de al menos 158 especies (López-Gómez *et al.*, 2009). Dentro de la reserva transita una gran cantidad de personas diariamente sin restricciones al ecosistema y lo hacen vulnerable y pueden incrementar la incidencia de incendios y la introducción de especies exóticas y basura, por ejemplo. También existen los desechos orgánicos que los jardineros liberan en el ecosistema que van llevando de un sitio a otro, incluyendo propágulos de especies exóticas (Lot *et al.*, 2012).

En cuanto a la flora se identifican dos problemas; el primero de ellos es la extracción de plantas en forma ilegal; en algunos casos estas están reguladas debido a que solo sustraen las flores y se quedan las estructuras (tallos, raíces y

bulbos) que renuevan el individuo en el siguiente ciclo. El segundo problema es la introducción de especies exóticas debido a objetivos estéticos (Rojo, 1994). Durante la construcción de Ciudad Universitaria se introdujo *Eucalyptus resinifera* en prácticamente todos los camellones y jardinerías; esta especie cuenta con un porte alto y un follaje que mitiga la incidencia de luz para las especies nativas ya que son xerofíticas con un porte bajo; de igual forma, afecta el mantillo ya que es de lenta descomposición y no se puede procesar la hojarasca de este árbol, (Segura-Burciaga, 2009). Por otra parte, el pasto *Pennisetum clandestinum*, conocido como “kikuyo”, fue introducido con la misma finalidad, pero desplaza especies nativas debido a su rápido crecimiento (Rzedowski y Rzedowski, 1990; Valiente-Banuet y De Luna, 1990). También se identifican dos especies ruderales africanas, *Ricinus communis* y *Leonotis nepetaefolia* cuyas poblaciones tienen un crecimiento exponencial dentro de Ciudad Universitaria (Rzedowski y Rzedowski, 1990; Segura-Burciaga, 2009). Por lo anterior, la modificación de las comunidades naturales se ve fragmentada por el desplazamiento de las especies exóticas; estos daños pueden ser permanentes debido a las estrategias con las que cuentan estas plantas para su supervivencia (Castillo-Argüero *et al.*, 2009; Hernández-Martínez *et al.*, 2007).

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1. El ricino como especie invasora

Ricinus communis, conocido popularmente como palmacristi, ricino, higuerrilla o higuera del diablo (Martínez, 1979) es una planta herbácea alta o arbustiva, anual o perenne debido a la adaptabilidad al clima donde se encuentre. Se cree que tuvo su origen en África, por lo tanto, tiene un estatus de naturalizado exótico en México. *R. communis* L. es la única especie del género, que pertenece a la familia Euphorbiaceae, la cual comprende 280 géneros y alrededor de 8 mil especies en el mundo (Bradley *et al.*, 2011). Es una especie perenne de corta vida que se poliniza por el viento en polinización cruzada; las flores femeninas de la parte superior generan los primeros frutos. Su nombre significa *garrapata* en latín por la forma de su fruto (Anexo 4.1). A pesar de su gran distribución, tiene una limitada variación genética que quizá se deba a la selección humana para las variedades productoras de aceite; aun cuando se le considera una maleza amenazadora, existen instituciones que salvaguardan la diversidad de su germoplasma, a través de programas de intercambio de variedades y numerosos estudios de hibridación (Fernández-Martínez y Velasco, 2012; Salihu *et al.*, 2014). De ahí que las colecciones de semillas se envíen a todo el mundo; en algunos lugares es considerada como planta de ornato y se propone que las poblaciones catalogadas como semi-silvestres ferales sean una fuente valiosa de germoplasma (Fernández-Martínez y Velasco, 2012). Es una especie fundamental en la industria del biodiesel y en farmacéutica; es usada en etnobotánica en muchísimos países para infinidad de servicios (Del Vitto *et al.*, 1998). Su producción se realiza en más de 30 países, principalmente en regiones áridas; la India y Brasil son los mayores productores con el 80 % del mercado internacional (Rukhsar *et al.*, 2017). Inclusive está catalogada como una especie que puede ser usada en bioterrorismo al tener efectos fitotóxicos (Zapanta y Ghorab, 2014); la ricina es dos veces más tóxica que el veneno de la cobra al inactivar los ribosomas (Fernández-Martínez y Velasco, 2012), además de contener el

alcaloide ricinina. A nivel ecológico, Marcolino de Assis y colaboradores (2011) demostraron que el polen del *Ricinus* es tóxico para las abejas melíferas.

R. communis es una especie altamente invasiva en todo el mundo, facilitada por ser una especie pionera en sucesión secundaria en hábitats perturbados y ruderales dada su gran resistencia y tolerancia a la sequía; crece en todos los tipos de suelo con pH de 4.5 a 8.3, temperaturas de 7 a 28 °C y precipitaciones anuales desde 200 a 4300 mm (Carmona-Galindo *et al.*, 2013; Salihi *et al.*, 2014). Su estrategia de germinación le permite hacerlo en una gran variedad de condiciones ambientales lo que la sitúa como muy competitiva contra especies nativas (Martins *et al.*, 2011). Sus semillas pueden permanecer viables después de 19 años en un 40% y no perder la viabilidad en cuatro años almacenadas a temperatura ambiente (Kammili y Jatothu, 2015). Su fenología es diversa en varios cultivares alrededor del mundo, así en las variedades de talla baja; el número de entre nodos determinará la floración. El tamaño de las hojas tiende a disminuir previo a la floración mientras que la aireación del suelo promueve el crecimiento aéreo ya que las plantas son sensibles a la anegación. El número de ramas está influenciado por factores ambientales; el peso de las semillas depende de factores genéticos y ambientales (Fernández-Martínez y Velasco, 2012). A pesar de la importancia que tiene para los cultivares del mundo la floración de estas plantas, es un evento poco entendido y altamente variable. La proporción de flores masculinas vs. femeninas es importante para la producción de frutos que en la mayoría de las plantas no se ve favorecido en condiciones de estrés. Así, en días largos y temperaturas óptimas, se favorece la formación de flores femeninas. La floración ocurre con la producción de espigas o escapos primarios a terciarios en los que no siempre está correlacionado que sean los primarios los más maduros o que contribuyan con mayor proporción a las semillas ya sea en su potencial germinativo o tamaño de las semillas (Fernández-Martínez y Velasco, 2012). Los escapos tardan en madurar, aunque lo hacen más rápido cuando están expuestos al ambiente; las semillas que han alcanzado la madurez con una lenta desecación son las que no disminuyen su potencial germinativo. La maduración de las semillas requiere de sesenta días.

La mayor parte de los estudios a nivel mundial buscan una mejora en los rendimientos de esta especie a través de prácticas que incidan positivamente en las condiciones de manejo para tener los máximos crecimientos y desarrollos (Severino y Auld, 2013; Rukhsar *et al.*, 2017). Pocos estudios se basan en la dinámica poblacional (patrones de supervivencia y reproducción) como herramienta de manejo de especies invasivas (Carmona-Galindo *et al.*, 2013; Meekins y McCarthy, 2002). Estos autores argumentaron que la temprana identificación y erradicación de las especies invasivas son fundamentales para el manejo de las mismas y para evaluar la efectividad de las estrategias de control.

Rejmanek y colaboradores (1991) estudiaron las estrategias de manejo de especies invasoras en el sur de California basadas en erradicación mecánica y/o química de *R. communis* en el último remanente de humedales del oeste de las costas californianas. En estos ecosistemas se presenta como especie invasora por lo que la intensidad y frecuencia con la que fue removida tenía repercusiones en el costo de estas prácticas. Si bien se han promovido fuertes campañas para removerlo (Carmona-Galindo *et al.*, 2013), el ricino rebrota con fuerza cuando se le corta (García-Gallo *et al.*, 2008) y se le considera una invasora prominente de muchos ecosistemas (Foxcroft *et al.*, 2010) donde, además, su dispersión es autocórica y mirmecocórica, es decir, por semillas y con ayuda de hormigas (Antunes-Santana, 2008; Martins *et al.*, 2011).

¿Cómo enfrentar los problemas de invasión de una especie que es altamente deseable en muchos cultivos? *R. communis* tiene un enorme potencial en la fitorremediación dada su gran habilidad para extraer Cd, Pb, Ni, As, Cu, así como contaminantes orgánicos y pesticidas, lo que puede darle una ventaja sobre su falta de valor comestible. Es altamente valorada en la producción de biodiesel, productos medicinales, generación de empleos locales, secuestro de carbono, reducción de gases de efecto invernadero, aumentando la fertilidad del suelo y reduciendo su erosión (Baudh *et al.*, 2015). En México, existen pocos estudios sobre su cultivo y variedades y ninguno sobre los factores ambientales que influyen en éstos. El ricino o higuierilla se ha cultivado marginalmente en los

estados de Oaxaca, Michoacán y Veracruz. La producción más importante se llevó a cabo en 1943 y 1944 a raíz de la segunda Guerra Mundial, cuando se exportaron toneladas de semilla para los Estados Unidos. Estas siembras se llevaron a cabo en el estado de Tamaulipas, pero cuando terminó la guerra, se perdió el mercado americano y decayó la producción (Escalona, 1975). Su distribución se ha registrado en Chiapas, Chihuahua, Ciudad de México, Coahuila, Colima, Guanajuato, Guerrero, Jalisco, Estado de México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Oaxaca, Sinaloa, Sonora, Tabasco, Tamaulipas, Tlaxcala, Veracruz y Yucatán (Villaseñor y Espinosa, 1998). Aunque se encuentra en estado silvestre en casi toda la República Mexicana, no está catalogado dentro de las cien especies invasoras más dañinas del mundo (Aguirre-Muñoz *et al.*, 2009). Su cultivo se ha llevado a cabo en muy pocos lugares, principalmente en los valles centrales de Oaxaca donde la variedad más utilizada es la sanguínea sembrada a una altitud de 2,540 msnm. Se establece en los climas cálidos, por lo que su crecimiento vegetativo empieza con las primeras lluvias en el mes de junio; en diciembre ocurre la dispersión de sus semillas. La altitud influye en su desarrollo y fructificación y se puede cultivar desde el nivel del mar; la producción obtenida es variable ya que en cultivares mexicanos frecuentemente se asocia con maíz siendo su cosecha a los 240 días (Espíndola-Castro, 1997). La distancia entre plantas varía de 60 a 90 cm y de 2.70 a 1.60 entre surcos sembrando un surco de maíz por cada 2 ó 3 surcos intercalados. Los espacios entre plantas de higuerrilla tienen que ser lo suficientemente grandes para evitar el sombreado excesivo.

En la Reserva Ecológica, el ricino ha sido diagnosticado dentro de las especies exóticas invasivas que vulneran la diversidad biológica nativa (Cano-Santana *et al.*, 2006; Castillo-Argüero *et al.*, 2009; Hernández-Martínez *et al.*, 2007; Rojo y Rodríguez, 2002). Antonio-Garcés y colaboradores (2009) realizando prácticas de restauración en algunas zonas de amortiguamiento de la REPSA, encontraron que el manejo cambiaba los porcentajes de cobertura de las especies invasoras en donde se practica el control mecánico del ricino y de *Leonotis nepetaefolia* como las invasoras más abundantes. Los estudios de competencia

son escasos limitándose a describir algunos efectos nocivos de las especies invasoras, por ejemplo, en la luz o en el mantillo (Segura-Burciaga *et al.*, 2009).

2.2. Selección de las especies nativas

Una gran parte de la vegetación de la REPSA está compuesta por especies nativas y algunas endémicas que están adaptadas a las condiciones climáticas particulares de este ecosistema (Castillo-Argüero *et al.*, 2009; Orozco-Segovia *et al.*, 2009; Rzedowski, 1998). Como se mencionó, la presión antropogénica en este ecosistema ha llevado a que la introducción de especies exóticas como el pasto kikuyo (Alcántara-Pineda, 2017), el eucalipto (Segura-Burciaga, 2009) y el ricino (Castillo-Argüero *et al.*, 2009) tengan diferentes efectos en las especies nativas. Mientras que no existen estudios de aquellas especies nativas más amenazadas por la competencia, la reintroducción de especies considera a aquellas más representativas y de fácil propagación que posiblemente no sean las más vulnerables al desplazamiento por las exóticas (Antonio-Garcés *et al.*, 2009). En el caso de las especies de ciclos de vida cortos o anuales, se seleccionaron las dos especies nativas representativas en este ecosistema, *M. scabra* y *C. pumila*. *M. scabra* es una especie ecológicamente importante porque tiene un elevado potencial en la restauración ecológica (Gómez-Romero y Lindig-Cisneros, 2009) e inclusive con un valor nutricional al ser ingerida como quelite; es conocida como chepil (Castro-Lara *et al.*, 2014). Por otro lado, el ciclo de vida de *C. pumila* es inferior a un año por lo que los eventos reproductivos pueden ser cuantificados en un año y seguidos al siguiente. Ecológicamente, los estudios de la importancia de la coevolución de larvas de mariposas que depredan hojas y semillas en especies del género *Crotalaria* muestran diferencias importantes en especies nativas contra especies de este género que también son exóticas (Sourakov, 2015). El género *Manfreda* casi es endémico de México, encontrándose aquí alrededor del 80% de las especies descritas dentro de la Familia Agavaceae (Castillejos-Cruz, 2009).

Existen distintas especies denominadas “amoles” donde *M. scabra* se encuentra; sus bulbos, tallos, hojas y frutos son utilizados como detergente y shampoo para prevenir la calvicie, debido a que al ser frotados con agua y un objeto forman espuma con saponinas. Estos amoles aún son utilizados en algunas regiones como Chiapas y Guatemala (Eguiarte, 1983). De acuerdo con Ayala (2006), la distribución de esta especie abarca Aguascalientes, Chiapas, Ciudad de México, Durango, Estado de México, Guerrero, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, Michoacán, Morelos, Nayarit, Oaxaca y Puebla. Asimismo, se distribuye desde México hasta el norte de Nicaragua, por lo que se considera una especie endémica de América, aunque los climas donde se establece son variados y van desde cálidos, semicálidos y templados subhúmedos; su floración ocurre en los meses de junio a diciembre (Rodríguez *et al.*, 2008). La limitante de polinizadores (colibrís, aves, mariposas y murciélagos) y la amenaza hacia los escapos florales como alimento de conejos y roedores, obligan a que la especie cuente con estrategias de supervivencia de altas densidades de población ya que de esto depende la producción de semillas; sobreviven sólo del 1.7 al 6.3 % de ellas (Búrquez *et al.*, 1994; Eguiarte, 1983, 1988; Eguiarte y Búrquez, 1987). A pesar de esta problemática, Orozco y colaboradores (1996) indicaron que su germinación va de un 80 a 100% a 21–28 °C.

La especie *C. pumila*, cuyo nombre genérico se dio gracias al sonido que presentan las semillas en su fruto semejante al de la cola de las serpientes de cascabel del género *Crotalus*, se distribuye desde el sur de Estados Unidos hasta Sudamérica; en México se encuentra en Aguascalientes, Baja California Sur, Chiapas, Chihuahua, Coahuila, Colima, Durango, Guanajuato, Guerrero, Hidalgo, Jalisco, Estado de México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Oaxaca, Puebla, Querétaro, Quintana Roo, San Luis Potosí, Sinaloa, Sonora, Tamaulipas, Veracruz, Yucatán, Zacatecas (Villaseñor y Espinosa, 1998; Villaseñor y Espinosa-García, 2004). Dicha especie cuenta con un estatus en México de especie nativa, de ciclo anual o perenne de vida corta, florece y fructifica de mayo a diciembre (Soto-Estrada, 2004). Sin embargo, es considerada como una arvense; afecta cultivos como el algodón, frijol, frutales, leguminosas forrajeras, maíz, melón,

plantas ornamentales, sorgo y tomate. También es usada como cultivo para consumo humano y comercializada a nivel local; es usada para el autoconsumo; es conocida como chipil de monte para la elaboración de tamales y en caldos con un alto contenido proteico, de fibra y de Fe (Ramírez-Hernández, 2015; Ramos-Mora, 1989; Villaseñor y Espinosa, 1998). Las especies nativas contra las cultivadas tienen muy distintos comportamientos en el ciclo de vida; se adaptan fácilmente al entorno donde están y tienen un enorme potencial en la restauración ecológica (Contu, 2012; Sourakov, 2015). *C. pumila*, dada su naturaleza arvense y elevada necesidad de iluminación, se encuentra en la REPSA; crece principalmente en los sitios planos o en los alrededores de los caminos, más que en microambientes cerrados con vegetación. Puede producir hasta 20 semillas por cápsula (Contu, 2012); es polinizada probablemente por abejas (Vidal y Ramírez, 2005).

2.3. Modelos estadísticos no paramétricos

Los modelos estadísticos son utilizados para estudiar procesos ecológicos, en procesos demográficos de plantas para cuantificar el establecimiento a través del crecimiento y supervivencia o procedimientos ecosistémicos (mineralización y dispersión, por ejemplo). Dichos modelos pueden incorporar una o varias variables para comparar la dinámica poblacional (Canham y Uriarte, 2006; Dieckmann *et al.*, 2000).

La prueba no paramétrica de Kruskal Wallis es un equivalente a un ANOVA de una vía; compara las medianas de datos con la finalidad de comprobar si las variaciones en la población cuentan con una misma distribución. Este modelo sustituye a los modelos lineales tradicionales que usan valores numéricos; reemplaza estos valores por transformaciones de pares de datos (chi - cuadrado). Esta prueba asume que las muestras de la población tienen una distribución continua, por lo que es posible ver los diferentes efectos en las muestras observándose de forma independiente entre sí, lo cual permite determinar si las

variaciones en la población son independientes o completamente al azar (Kruskal y Wallis, 1952).

En esta prueba, los parámetros se dan en la siguiente fórmula:

$$K = (N - 1) \frac{\sum_{i=1}^g n_i (\bar{r}_i - \bar{r})^2}{\sum_{i=1}^g \sum_{j=1}^{n_i} (r_{ij} - \bar{r})^2}$$

Donde,

n_i es el número de observaciones en el grupo i

r_{ij} es el intervalo (entre todas las observaciones) de la observación j en el grupo i

N es el número total de observaciones entre todos los grupos

$$\bar{r}_{ij} = \frac{\sum_{j=1}^{n_i} r_{ij}}{n_i}$$

$\bar{r} = (N + 1)/2$ es el promedio de r_{ij}

2.3.1. Test de supervivencia

El estudio de supervivencia es la estimación de la varianza del análisis de datos de un tiempo inicial (el estimador de Kaplan-Meier) hasta que ocurre un evento; con esto se puede calcular la probabilidad de supervivencia o la probabilidad de observar un evento. La comparación de distintos grupos se hace por la estimación asintótica clásica de las curvas y de conjuntos asociados a la supervivencia (Utzet, 1992).

El modelo del límite (producto de Kaplan-Meier) es una herramienta utilizada para el análisis de datos de supervivencia; permite dar seguimiento de la población estudiada a través del cálculo de los eventos (decesos) y los sobrevivientes en un tiempo determinado. Estos análisis cuentan con una distribución normal asintótica con la varianza, donde no se requieren otros puestos

entre la variable de supervivencia y la censura (Miller, 1983), la cual esta denotada por:

$$\hat{S}(t) = \prod_{t_i < t} \frac{n_i - d_i}{n_i}$$

Donde,

d_i , es el número de muertes en el momento t_i y n_i , el número de sujetos en riesgo justo antes de t_i .

De no haber censura, n_i es el número de supervivientes inmediatamente antes del momento t_i .

Con censura es el número de supervivientes menos el número de casos censurados: sólo se observan los sujetos vivos que no se han caído del estudio en el momento en que ocurre una muerte.

2.3.2. Función de riesgo

La función de riesgo es la tasa de peligro instantáneo en la población. Esta función se refiere a la probabilidad instantánea de que un individuo $h(t)$ sufra un evento (fallezca) en el instante, representando la mortalidad instantánea. Esta tasa representa la intensidad de la mortalidad de los individuos en la cohorte que es seguida a través del tiempo y es utilizada para el cálculo de la regresión de Cox (1972) denotada por:

$$\lambda(t, X_1, \dots, X_n) = \lambda_0(t) \exp \left(\sum_{i=1}^n \beta_i X_i \right)$$

Donde,

$\lambda_0(t)$ se le denomina riesgo base y corresponde al riesgo de muerte cuando todas las variables tienen valor 0.

Es la única parte de la expresión que depende del tiempo; la otra, $\exp(\sum_{i=1}^n \beta_i X_i)$, sólo depende del resto de las variables.

2.3.3. Distribución Weibull

La distribución de Weibull (1951) es la tasa de peligro la cual puede variar, por lo que este modelo añade un parámetro de la escala σ al modelo exponencial:

Si el valor de $K(\sigma) < 1$ indica que la tasa de fallos decrece

Cuando $K(\sigma) = 1$ es constante en el tiempo

Si el valor de $K(\sigma) > 1$, los fallos crecen en el tiempo

Y está denotado por:

$$f(x; \lambda, k) = \begin{cases} \frac{k}{\lambda} \left(\frac{x}{\lambda}\right)^{k-1} e^{-(x/\lambda)^k} & x \geq 0 \\ 0 & x \leq 0 \end{cases}$$

Donde,

$k > 0$ es el parámetro de forma

$\lambda > 0$ es el parámetro de escala de la distribución

En el presente capítulo se evaluaron los parámetros del seguimiento del ciclo de vida de las tres especies vegetales en estudio descritas previamente, donde se cuantificó la germinación (tasa de emergencia de plántulas), supervivencia y altura en un año, y germinación de la generación subsecuente (F2) al año siguiente. Los parámetros de cada especie vegetal fueron comparados entre los dos sitios dentro del ecosistema bajo estudio, es decir, un sitio conservado que representa las condiciones naturales donde crecen las especies nativas, y un sitio perturbado donde se favorece el crecimiento de la especie invasora. Asimismo, se compararon los procesos vitales entre los tratamientos y las especies por métodos estadísticos no paramétricos.

2.4 JUSTIFICACIÓN Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel es el último relicto de matorral xerófilo del sur de la Ciudad de México; este ecosistema es en extremo vulnerable ya que está altamente impactado por la actividad humana. La introducción de especies vegetales exóticas y arvenses afectan la flora y fauna nativas dañando la dinámica natural del ecosistema. Una manera de revertir estos efectos dañinos para el hábitat es entender el comportamiento de las poblaciones vegetales nativas y exóticas que lo conforman. Resulta prioritario generar información para la conservación de especies vegetales nativas y entender cómo éstas se ven afectadas por las especies invasoras. La integración de una población y sus cambios se pueden evaluar con las tasas vitales, es decir, a través de modelos matriciales. A través de modelos es posible predecir con exactitud la dinámica de poblaciones, su riesgo de extinción y el impacto de especies invasoras. Con el estudio del comportamiento de las poblaciones de especies nativas, se podrán tomar medidas para su conservación dentro del hábitat que sirvan también para la restauración ecológica de este ecosistema. El estudio de la dinámica poblacional de tres especies vegetales abundantes en la REPSA, dos nativas (*Manfreda scabra* (Ortega) McVaugh sin. *M. brachystachya* (Cav.) Rose) y *Cotralaria pumila* Ort.) y otra invasora (*Ricinus communis* L.), permitirá evaluar sus estrategias adaptativas para poder implementar prácticas de manejo adecuadas. Esto permitirá a corto, mediano y largo plazo aplicar estas metodologías a otras especies que presenten problemas de dispersión competitiva, excluyendo las especies nativas.

2.5 HIPÓTESIS

Ricinus communis, como especie invasora tendrá una dinámica poblacional de elevadas tasas de germinación, rápido crecimiento, reproducción y reclutamiento, tanto en sitios conservados como en sitios perturbados dentro del pedregal debido a su intervalo amplio de tolerancia ambiental para su establecimiento, lo que le permite ser altamente exitosa en la colonización de diferentes condiciones en el ecosistema de la REPSA. Contrariamente, las especies nativas *Manfreda scabra* y *Crotalaria pumila*, aunque son especies anuales y de rápido establecimiento y están adaptadas a dicho ecosistema, tendrán condiciones más específicas para colonizar dichos microambientes lo que las pondrá en desventaja competitiva con la especie invasora.

2.6 OBJETIVO GENERAL

- Comparar la dinámica poblacional de tres especies vegetales de ciclo anual, dos nativas (*Manfreda scabra* y *Crotalaria pumila*) y una invasora (*Ricinus communis*), a través de los parámetros del ciclo de vida durante dos años en un sitio perturbado y uno conservado dentro de una zona sujeta a restauración de la Reserva Ecológica el Pedregal de San Ángel en la Ciudad de México.

2.6.1. Objetivos específicos

- a) Evaluar la germinación de las semillas en condiciones de invernadero.
- b) Evaluar la emergencia en campo en un periodo de dos meses.
- c) Evaluar la supervivencia a lo largo de dos ciclos vitales.
- d) Evaluar el crecimiento a lo largo de dos ciclos vitales.

e) Evaluar la floración y fructificación a lo largo del último ciclo.

2.7. MATERIALES Y MÉTODOS

2.7.1. Selección de especies vegetales en estudio

Se seleccionaron tres especies de ciclo de vida anual para estudiar la dinámica poblacional: dos especies nativas, *Manfreda scabra* Cav. Rose y *Crotalaria pumila* Ort., y una especie invasora, *Ricinus communis* L.

2.7.2. Recolecta de germoplasma y suelo

Se recolectaron semillas de las especies *M. scabra* y *R. communis* dentro de la REPSA en febrero y en abril del 2014. Las semillas de *C. pumila* fueron recolectadas en el mes de febrero del año 2014. Para las tres especies, esta temporada correspondió a la época de fructificación (Figs. 3-5). Se recolectaron aproximadamente 350 cápsulas de 14 plantas de *M. scabra*; de *C. pumila*, aproximadamente 300 cápsulas de 20 plantas y de *R. communis*, 250 frutos de tres plantas. Se abrieron todos los frutos y se revisó que no presentaran parásitos; se homogenizó el lote de semillas de cada especie. Las semillas se guardaron y se almacenaron en seco en papel cebolla en un desecador de vidrio al abrigo de la luz y a temperatura ambiente hasta su siembra aproximadamente tres meses después.



Figura 3. Recolecta de germoplasma de la especie nativa *Manfreda scabra* en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Ciudad de México: A) Altura del escapo floral. B) Cápsulas maduras. C) Recolecta de cápsulas. D) Cápsula dehiscente. E) Semillas y cápsulas. F) Semillas. Fotos: Tunal, 2014.

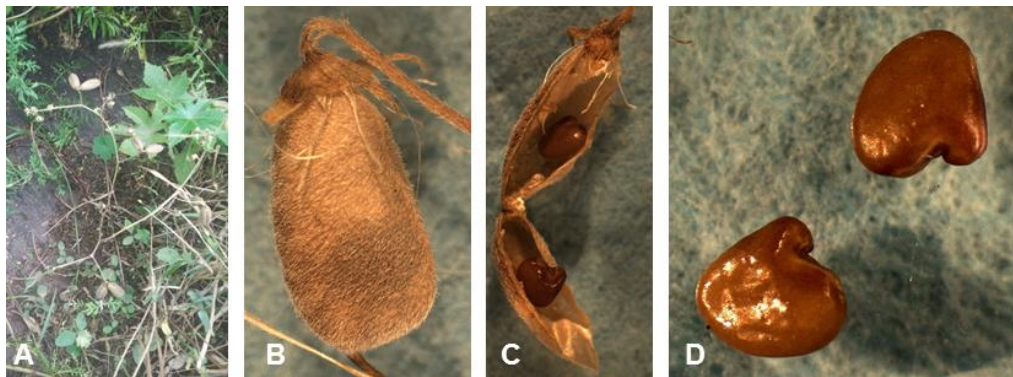


Figura 4. Recolecta de germoplasma de la especie nativa *Cotralaria pumila* en el pedregal sujeto a restauración (Geopedregal), Ciudad de México: A) Aspecto de las cápsulas en campo. B) Cápsulas maduras. C) Cápsula dehiscente. D) Semillas. Fotos: Tunal, 2015, 2017.

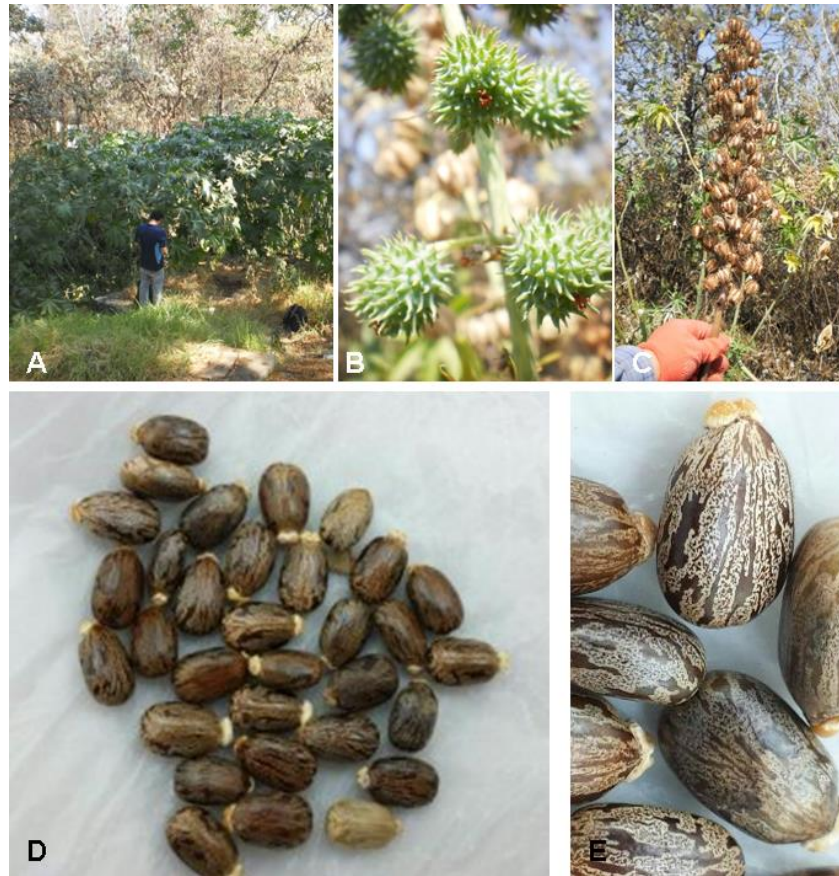


Figura 5. Recolecta de germoplasma de la especie invasora *Ricinus communis* en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Ciudad de México: A) Identificación de una zona afectada por la especie. B) Cápsula inmaduras. C) Recolecta de cápsulas maduras. D) Semillas maduras. E) Acercamiento de las semillas. Fotos: Tunal, 2014.

Por otro lado, se recolectaron en total, aproximadamente 20 kg de suelo de las distintas rizosferas de las plantas mencionadas del sitio de restauración (Geopedregal) para elaborar las pruebas de germinación en invernadero. El suelo fue secado a temperatura ambiente y tamizado a 2 mm.

2.7.3. Pruebas de germinación

a) Germinación *in vitro* de *Manfreda scabra*

Con la finalidad de evaluar la calidad del germoplasma recolectado de *M. scabra* como especie nativa, se hizo una prueba preliminar *in vitro* en mayo del 2014, pasados tres meses de almacenamiento a temperatura ambiente (Fig. 6). Se cuantificó el porcentaje de la germinación después de una desinfección de las semillas en una solución de hipoclorito de sodio comercial (6 %) al 15 % (v:v) durante 15 min y lavadas tres veces con agua destilada estéril. Posteriormente, las semillas fueron sembradas en cajas de Petri con papel filtro Whatman® no. 2 bajo condiciones de esterilidad en campana de flujo laminar. La incubación se realizó a 25 ± 2 °C y una humedad relativa del 40 %. De *C. pumila*, se realizaron anteriormente, pruebas de germinación con germoplasma del mismo sitio (Pineda y Suárez, 2014).

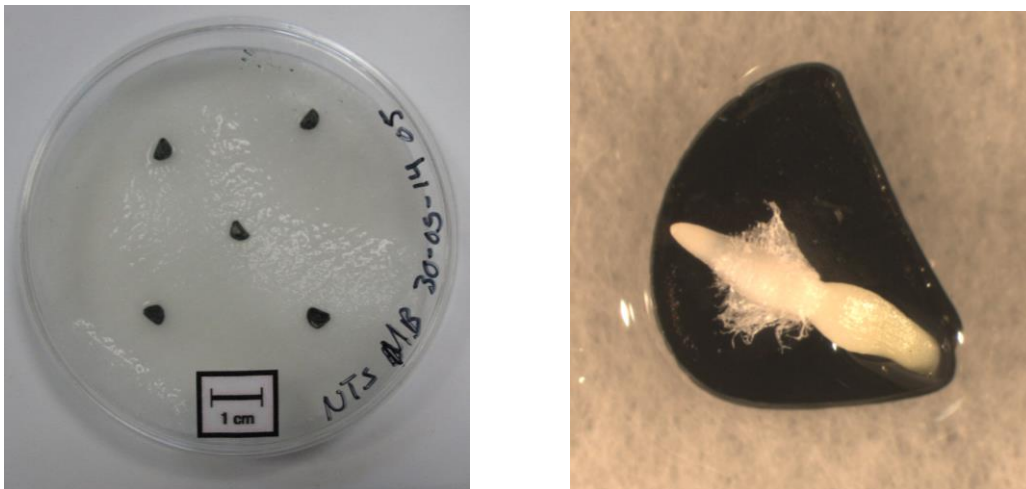


Figura 6. Germinación *in vitro* de semillas de la especie nativa *Manfreda scabra*. Foto: Tunal, 2014.

b) Germinación en invernadero

Una vez evaluado el germoplasma de la especie nativa, se realizaron pruebas en condiciones de invernadero con la finalidad de establecer el porcentaje de germinación en el suelo y el número de semillas requeridas para el trabajo en

campo. Se colocaron individualmente las semillas en charolas de doscientas cavidades de 3.5 cm de profundidad y 15.4 cm³ con el suelo tamizado a 2 mm. Las condiciones promedio mensuales del invernadero del periodo de mayo a octubre del 2014 fueron 26.4 ± 2.0 °C, humedad relativa 62 %, radiación solar 17.4 W/m² y radiación fotosintéticamente activa (PAR) 61.0 μmol seg⁻¹ cm⁻¹. En cuanto a *C. pumila*, la germinación se realizó un año después (marzo – abril, 2015) y las condiciones promedio mensuales del invernadero fueron 21.4 ± 2.0 °C, humedad relativa 51 %, radiación solar 9.4 W/m² y radiación fotosintéticamente activa (PAR) 40.7.0 μmol seg⁻¹ cm⁻¹. Estas pruebas mostraron un porcentaje muy bajo de germinación, por lo que se realizó un tratamiento de escarificación que permitió aumentar este resultado en, al menos, cinco veces. Se realizó una escarificación con H₂SO₄ (ácido sulfúrico) concentrado por un periodo de 60 min y las semillas fueron enjuagadas con agua destilada de acuerdo con Pineda y Suárez (2014). La emergencia de las semillas fue registrada cada tercer día durante un periodo de dos meses. A las plántulas se les midió la altura, el largo y ancho de las hojas cotiledonarias.

El suelo para la siembra bajo condiciones de invernadero se esterilizó en autoclave tres veces por 45 min a 1.5 kg/m³ y 121 °C, se aireó entre cada esterilización por 24 h. Para cada lote por especie se sembraron 100 semillas en cada orificio a 1 cm de profundidad (Fig. 7). El suelo se humectó con agua del grifo a 100 % de la capacidad de campo (cc). Cada charola fue regada tres veces por semana con agua de grifo manteniendo la humedad del suelo al 60 % de la cc y se conservó la humedad microambiental con un domo transparente de acrílico sobre las charolas.

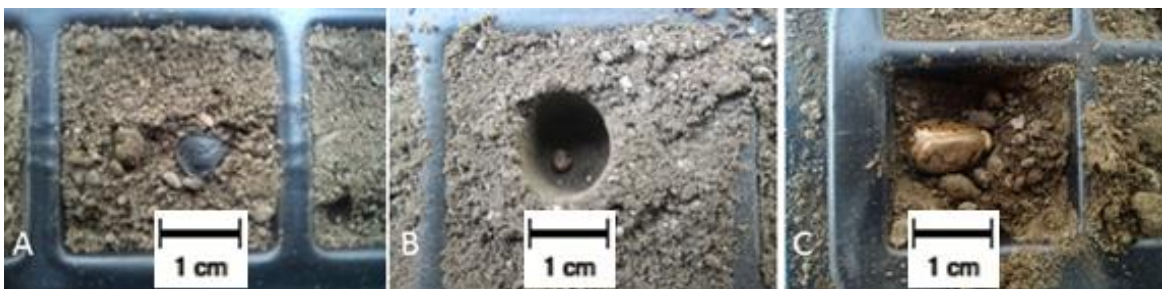


Figura 7. Siembra bajo condiciones de invernadero en charolas de germinación. A) *Manfreda scabra*, B) *Crotalaria pumila* y C) *Ricinus communis*. Fotos: Tunal, 2014 y 2015.

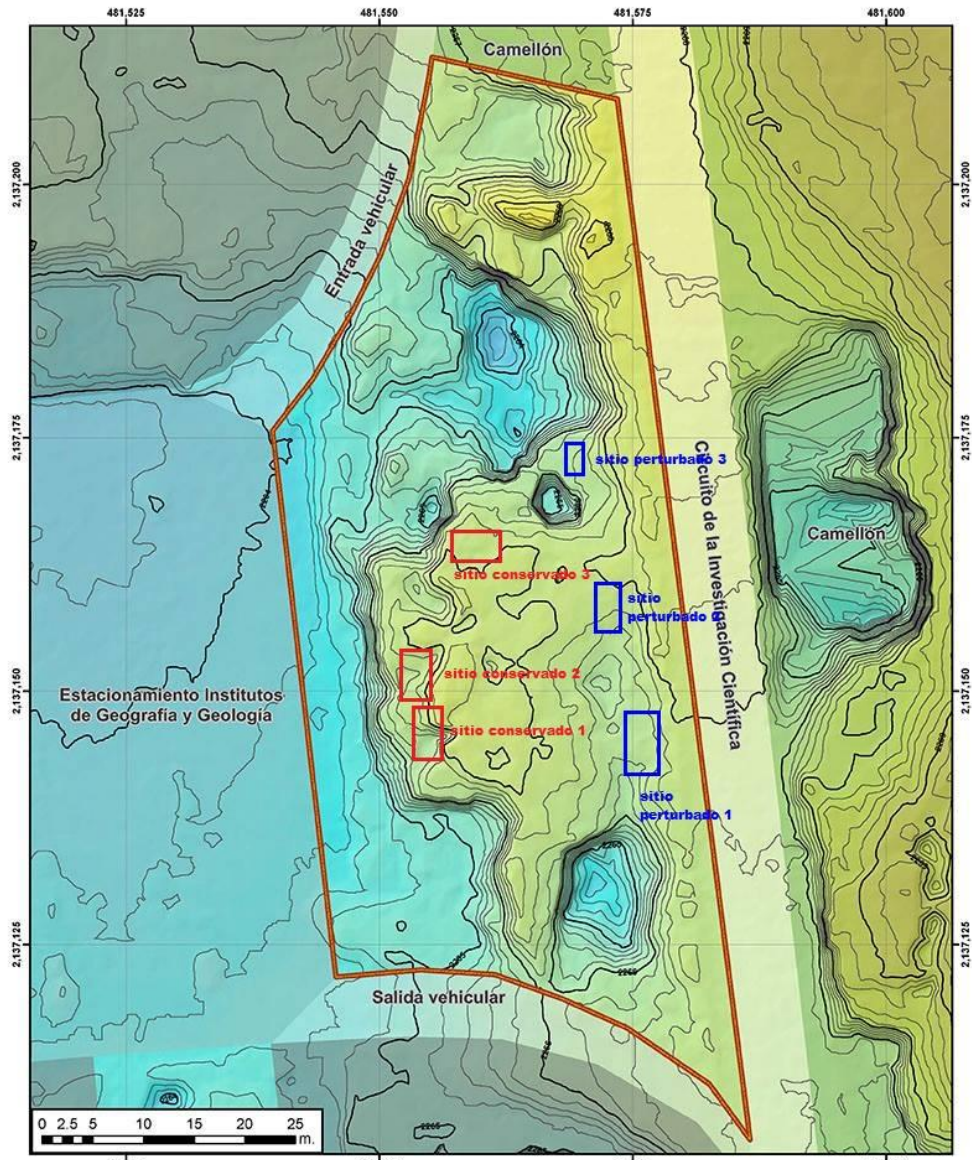
2.7.4. Diseño experimental

a) Selección de las parcelas experimentales

Para observar el desarrollo de las especies vegetales en lugares perturbados (lo que permitiría favorecer las condiciones de la especie invasora) y en microambientes conservados (favoreciendo las condiciones de las especies nativas), se marcaron tres parcelas experimentales para cada tratamiento dentro del sitio de estudio, previa caracterización de la profundidad del suelo y microambiental (Cuadro 2). Cada parcela fue georreferenciada y en el sitio de estudio se colocó un pluviómetro para registrar la precipitación durante el periodo de experimentación (Fig. 8). La dimensión de las parcelas entre los sitios perturbados y conservados no fue la misma debido a que en los sitios conservados, la irregularidad del relieve y del sustrato no permitió establecer un sistema homogéneo (Fig. 9).

Cuadro 2. Características ambientales de las parcelas experimentales en el pedregal sujeto a restauración ecológica (C= sitio conservado, P= sitio perturbado).

Sitio y no. de parcela	Dimensión parcela (m)	Profundidad del suelo (cm)	Temperatura (°C)	Iluminación (lum/ft ²)
1 C	2.9 x 0.5	2.3 ± 1.4	17.4 ± 5.8	546.8 ± 809.8
2 C	2.9 x 0.5	3.3 ± 1.4	17.7 ± 6.1	526.3 ± 789.9
3 C	2.3 x 0.8	2.3 ± 1.4	17.2 ± 5.4	609.5 ± 889.8
1 P	3.0 x 1.9	>21 cm	19.1 ± 8.2	2104.5 ± 4467.6
2 P	2.4 x 1.3	2.6 ± 1.1	18.0 ± 7.3	660.3 ± 1083.2
3 P	2.7 x 1.6	4.7 ± 2.6	17.9 ± 6.3	323.4 ± 553.1



Geopedregal de Ciencias de la Tierra

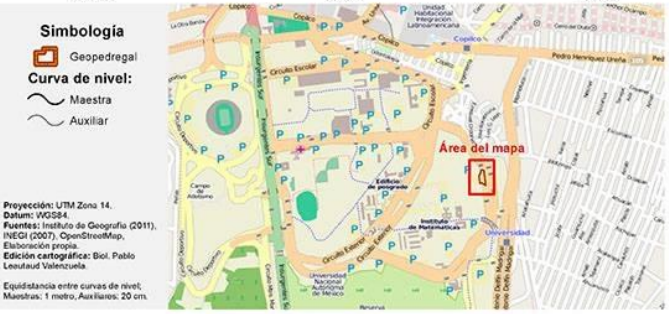


Figura 8. Localización de los tratamientos (sitios conservado en rojo y perturbado en azul) y sus réplicas donde se sembraron semillas de dos especies nativas, *Manfreda scabra*, *Crotalaria pumila*, y una invasora, *Ricinus communis* en el Geopedregal. Mapa, Leautaud, 2014.



Figura 9. Aspecto de las tres réplicas donde se sembraron semillas de una especie nativa, *Manfreda scabra* y una invasora, *Ricinus communis* en los dos tratamientos experimentales a los 30 días después de la siembra en el pedregal sujeto a restauración ecológica, Ciudad de México: A) Réplica 1 en un tratamiento conservado. B) Réplica 2 en un tratamiento conservado. C) Réplica 3 en un tratamiento conservado. D) Réplica 1 en un tratamiento perturbado. E) Réplica 2 en un tratamiento perturbado. F) Réplica 3 en un tratamiento perturbado. Fotos: Tunal, 2014.

b) Siembra de las semillas en las parcelas

En cada parcela se sembraron 180 semillas por especie vegetal colocadas en surcos cada 10 cm en donde se depositaron tres semillas por orificio; la distancia entre orificios fue de 10 cm (Fig. 10). Las semillas de *C. pumila* fueron escarificadas de acuerdo con las condiciones descritas para las pruebas de invernadero, previa siembra.

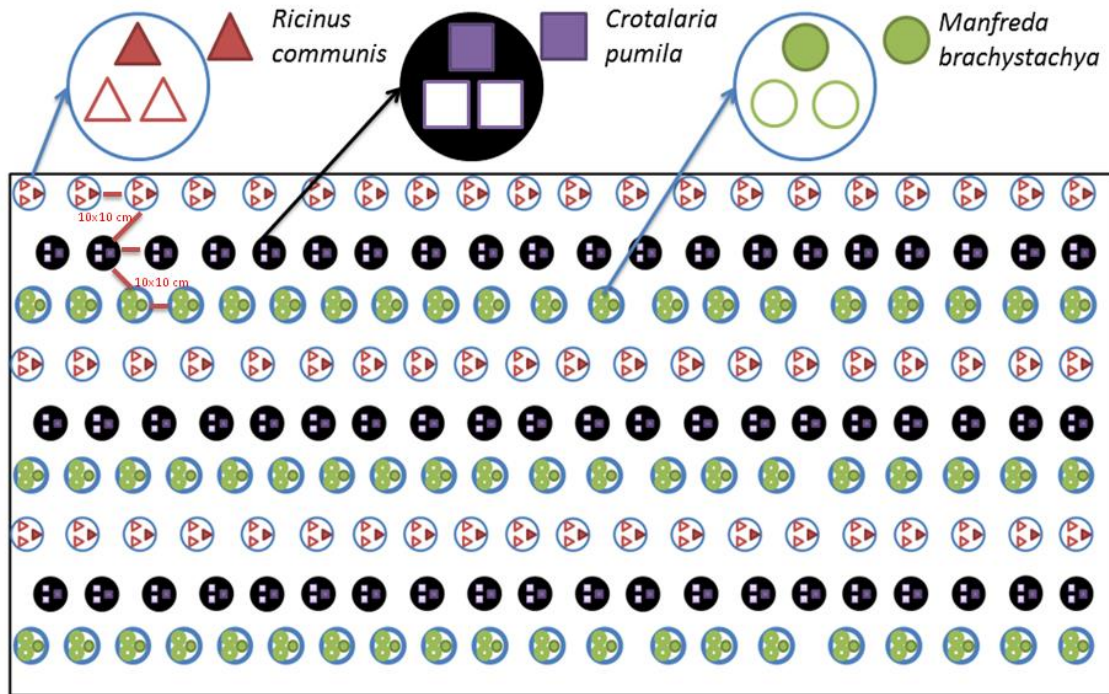


Figura 10. Diseño experimental de la siembra de las dos especies nativas (*M. scabra*, sembrada en 2014 y *C. pumila*, sembrada en 2015) y la invasora (*R. communis*, sembrada en 2014) en cada réplica en dos sitios (conservado y perturbado) en un pedregal sujeto a restauración ecológica. Cada figura geométrica dentro de los círculos grandes representa un individuo. Diseño: Tunal, 2016.

c) Seguimiento del ciclo de vida

De acuerdo con lo observado acerca de la germinación en condiciones de invernadero, la emergencia de las plántulas se registró de manera semanal durante un periodo de sesenta días. Se cuantificó la supervivencia en campo y posteriormente, el crecimiento de las plantas. Se registró la altura total, la formación de nodos y de hojas, y su tamaño.

d) Registro de floración y fructificación

La floración se registró de manera semanal durante el periodo de noviembre de 2015 a enero de 2016 sólo para las especies *C. pumila* y *R. communis* debido a que *M. scabra* no tuvo floración. Asimismo, se cuantificó la formación de los frutos y se registró el número total de los mismos y el número de semillas por cápsula para las dos especies que tuvieron floración.

e) Germinación *in situ* de la primera generación

Para la germinación de la primera generación, se utilizaron las semillas obtenidas de las plantas sembradas dentro de las parcelas experimentales, después de completar el primer ciclo de vida. Dichas semillas fueron recolectadas a partir del mes de enero hasta el mes de marzo del año 2016. Las semillas fueron homogenizadas por especie, tratamiento y réplica, y se conservaron bajo las mismas condiciones descritas anteriormente.

Posteriormente, dependiendo del número total de las semillas que se desarrollaron, se realizaron lotes para aquellos tratamientos en los que se obtuvieron más de cien semillas y se utilizó el total de semillas de aquellos en los que hubo menos. Para el establecimiento en campo, ambos lotes fueron repartidos en hileras de 20 semillas a 10 cm de distancia entre ellas y sembradas a finales del mes de mayo del 2016 como se muestra en la figura 11.

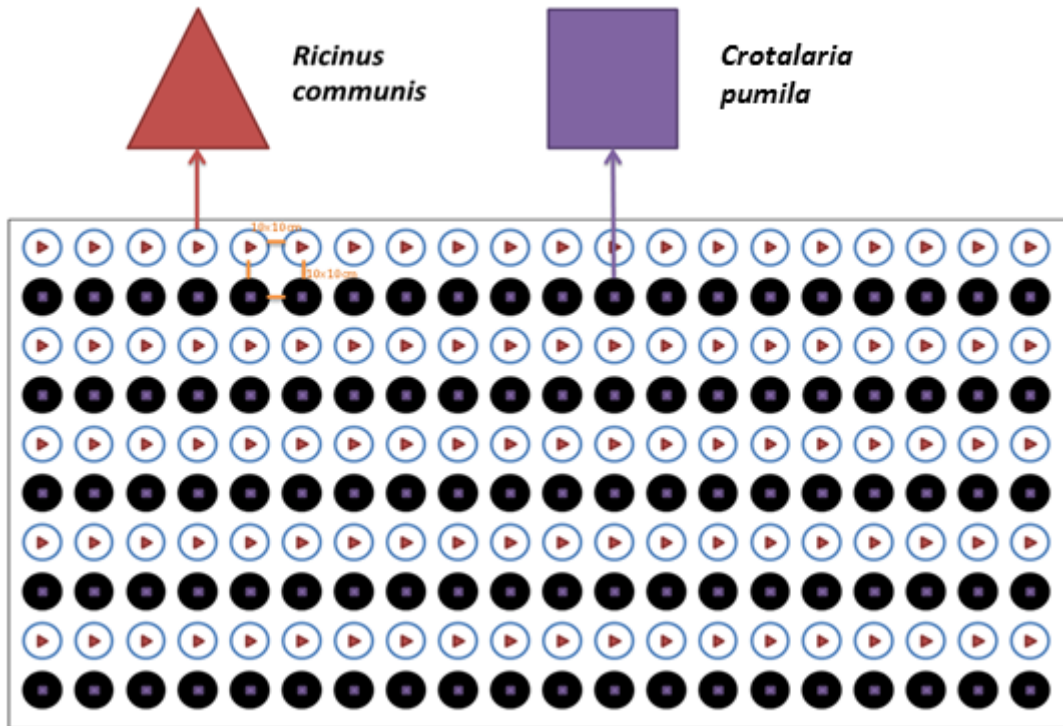


Figura 11. Diseño experimental de la siembra de semillas de la segunda generación de una especie invasora (*R. communis*) y una nativa (*C. pumila*), en las parcelas dentro del pedregal sujeto a restauración ecológica. Las figuras geométricas dentro de cada círculo representan sólo un individuo. Diseño, Tunal, 2016.

2.7.5. Análisis de datos

a) Germinación de las especies en campo

Para la germinación de las tres especies se aplicó el análisis de Kruskal Wallis (1952), comparando los tratamientos por especie, por réplica y entre especies, utilizando la distribución de la germinación (eventos totales al final del tiempo de observación de dos meses). De igual manera, se observó si existían diferencias significativas entre las comparaciones dadas por el valor de p .

b) Supervivencia de las especies en campo

Para la estimación de la supervivencia en campo se siguió el modelo del estimador de log rank de Kaplan y Meier (1958), en el cual se observaron los eventos de descenso en la población (mortalidad) y se compararon los tratamientos de las especies. Asimismo, se compararon las distintas cohortes (de acuerdo con la fecha de aparición del conjunto de individuos en una fecha determinada, en este caso semanales) con la finalidad de identificar diferencias significativas con el valor p . De igual manera, se calculó la regresión de Cox (1972) con el objetivo de conocer los riesgos que afectan a la población y su supervivencia.

Por otra parte, se utilizó la distribución de Weibull descrita por Fréchet (1927), que modela los fallos o eventos cuando las tasas de éstos son proporcionales en el tiempo. Posteriormente, se buscaron las distribuciones de Threshold Weibull, Threshold Loglogistic, Lognormal, Exponential, Frechet, Threshold Lognormal, Loglogistic, Weibull, Generalized Gamma, Threshold Frechet, Log Generalized Gamma, LEV, Normal, Logistic y SEV y se determinó cuál es la que se ajustó mejor a los datos de supervivencia generados en campo.

c) Altura registrada en campo

La altura total alcanzada por las tres especies se registró de manera mensual; se observó el crecimiento en la población y se analizó con el método de Kruskal Wallis, para comprobar si existieron diferencias significativas en el crecimiento y comparando las cohortes.

2.8. RESULTADOS

2.8.1. Germinación

a) Pruebas preliminares de germinación

En el cuadro 3 se muestran los porcentajes de germinación de las tres especies de acuerdo con los tratamientos referidos previamente. Los resultados permitieron seleccionar el número mínimo de semillas para sembrar en los experimentos en campo. En el caso de *M. scabra*, todas las semillas germinaron en el tratamiento de desinfección *in vitro*. Sin embargo, en condiciones de invernadero este porcentaje bajó más del 30% lo que pudo deberse a las condiciones de disponibilidad de agua en ambos tratamientos. La germinación de las semillas de *C. pumila* continuó siendo muy baja a pesar de que la escarificación la aumentó hasta cinco veces. Finalmente, para *R. communis*, el porcentaje de germinación en invernadero fue muy alto y similar a lo obtenido en campo como se discute en la siguiente sección.

Cuadro 3. Porcentaje de germinación total de semillas de dos especies nativas (*M. scabra* y *C. pumila*) y una invasora (*R. communis*) en distintas condiciones experimentales.

Tratamiento	Especie		
	<i>Manfreda scabra</i> (%)	<i>Crotalaria pumila</i> (%)	<i>Ricinus communis</i> (%)
<i>In vitro</i>	100	No aplica	No aplica
Invernadero	66	8	90
Campo sitio conservado	79	40	96
Campo sitio perturbado	88	66	92

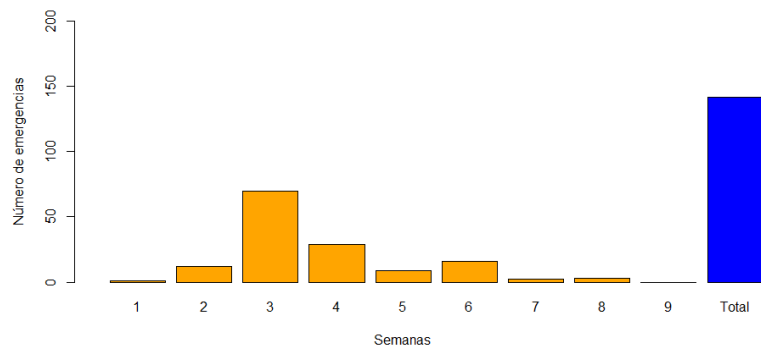
b) Evaluación de la germinación a través de las emergencias totales en las tres especies

Como se hizo referencia en la metodología, la germinación se registró a lo largo de dos meses en las tres especies. En la figura 12 se ilustra el proceso de germinación *in situ* en algunas de las parcelas. Con respecto a las emergencias totales, en el caso de *M. scabra*, se observa en las gráficas 1 y 2 que la mayor germinación en ambos tratamientos se obtuvo a las tres semanas que corresponde a los 21 días después de la siembra. El total de eventos registrados correspondió al 79 y 88 % de germinación en los sitios conservado y perturbado, respectivamente. La tasa de emergencias, la distribución, la mediana y la media de la germinación se muestran en las gráficas 3 y 4. Se observa que la tasa de germinación se incrementó abruptamente en la tercera semana en ambos sitios, a diferencia de la germinación *in vitro* y en invernadero donde se controlaron las condiciones de disponibilidad de agua, que ocurrió a las 2 semanas. A partir de la quinta y hasta la séptima semana, la tasa se mantuvo alrededor del 0.05 o menos y de ahí los eventos germinativos fueron casi nulos sin que se registrara ninguno otro después de la novena semana.



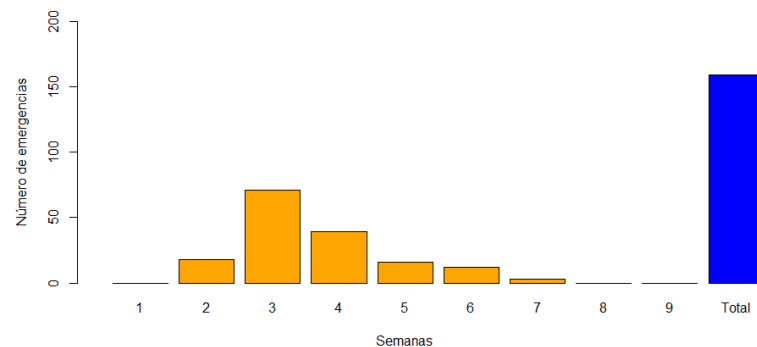
Figura 12. Germinación (A - C) y desarrollo (D - F) de la especie nativa *Manfreda scabra* en ambos tratamientos (conservado y perturbado) del pedregal sujeto a restauración ecológica en la Ciudad Universitaria de la UNAM. Fotos: Tunal, 2014.

Sitio conservado

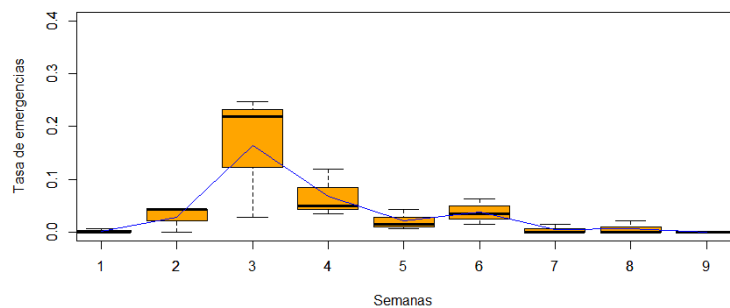


1

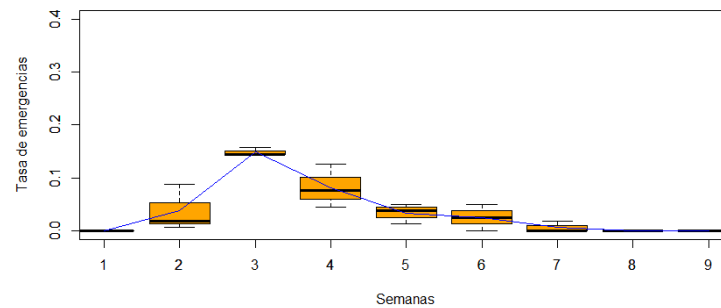
Sitio perturbado



2



3



4

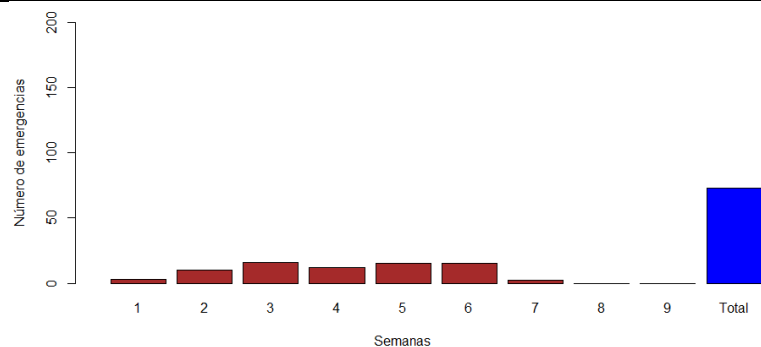
Gráficas 1-4. Germinación de la especie nativa *Manfreda scabra* en dos sitios en un pedregal sujeto a restauración ecológica en Ciudad Universitaria, CDMX. Gráficas superiores (1 y 2) en el sitio conservado (izquierda) y perturbado (derecha). Tasa de la germinación en ambos sitios (Gráficas 3 y 4) mostrando los valores máximos y mínimos (líneas segmentadas), las medianas (líneas oscuras dentro del recuadro), el percentil (25 inferior y 75 superior % en caja) y la distribución de las medias (líneas azules).

De igual forma para *C. pumila*, se observa en la gráfica 5 que la mayor germinación en el tratamiento del sitio conservado se obtuvo en las semanas 3, 5 y 6, en comparación con el tratamiento del sitio perturbado que mostró la germinación más alta en la primera semana como se muestra en la gráfica 6. El total de eventos registrados correspondió al 40 y 66 % de la germinación total en los sitios conservado y perturbado, respectivamente. La tasa de emergencias, la distribución, mediana y la media de la germinación se muestran en las gráficas 7 y 8. Se observa que la tasa de germinación es estable en el tratamiento del sitio conservado, y se incrementó abruptamente en la primera semana en el tratamiento del sitio perturbado. A diferencia de la germinación en invernadero, en donde ocurrió hasta la tercera semana y fue similar a la germinación en campo en el sitio conservado, en el perturbado se disparó en la primera semana debido probablemente a las condiciones del sustrato (Fig. 13). A partir de la séptima y hasta la octava semana, la tasa se mantuvo alrededor del 0.05, dado que los eventos germinativos fueron casi nulos sin que se registrara ninguno otro después de la novena semana.



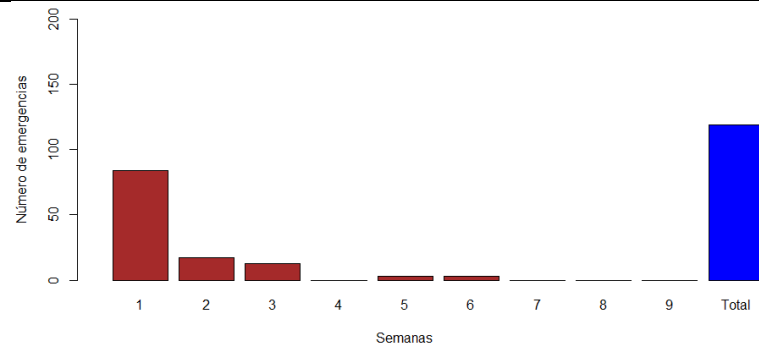
Figura 13. Germinación (A) y desarrollo (B y C) de la especie nativa *Crotalaria pumila* en el sitio perturbado del pedregal sujeto a restauración ecológica. Fotos: Tunal, 2015.

Sitio conservado

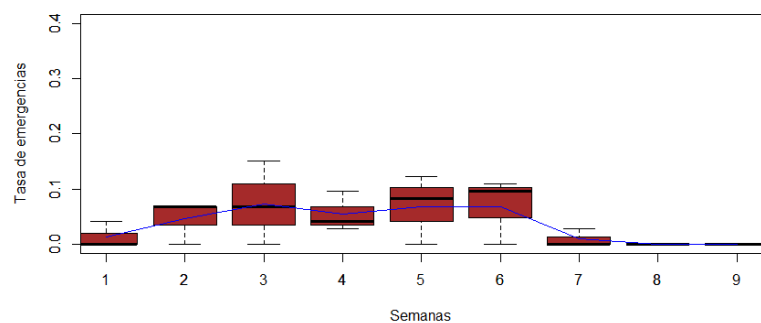


5

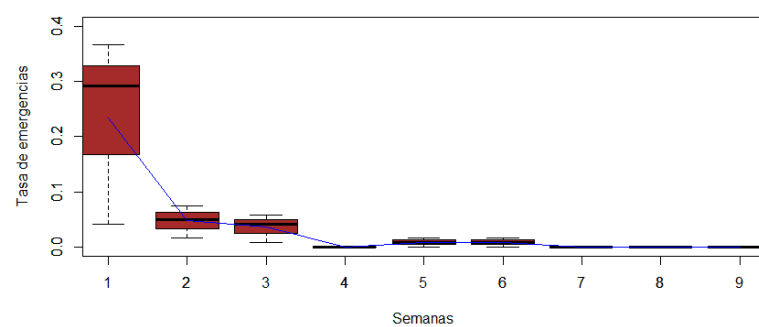
Sitio perturbado



6



7



8

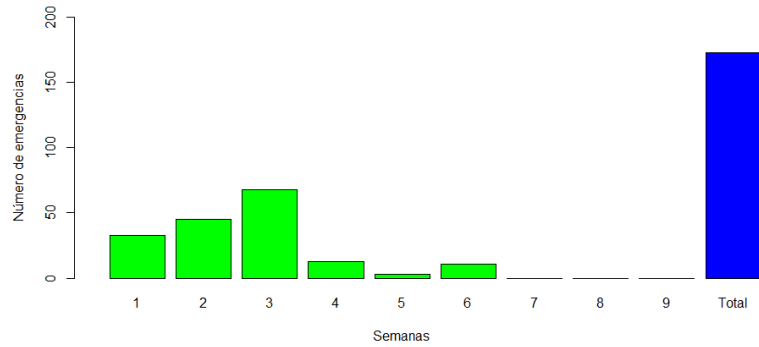
Gráficas 5-8. Germinación de la especie nativa *Crotalaria pumila* en dos sitios en un pedregal sujeto a restauración ecológica en Ciudad Universitaria, CDMX. Gráficas superiores (5 y 6) en el sitio conservado (izquierda) y perturbado (derecha). Tasa de la germinación en ambos sitios (Gráficas 7 y 8) mostrando los valores máximos y mínimos (líneas segmentadas), las medianas (líneas oscuras dentro del recuadro), el percentil (25 inferior y 75 superior % en caja) y la distribución de las medias (líneas azules).

Por último, en el caso de la especie invasora, *R. communis*, se percibe en la gráfica 9 que la mayor germinación en el tratamiento del sitio conservado se obtuvo a la tercera semana, en contraste con el tratamiento del sitio perturbado donde una germinación mayor ocurrió en la primera semana (Gráfica 10), como en *C. pumila*. El total de eventos registrados correspondió al 96 y 92 % de germinación total en los sitios conservado y perturbado, respectivamente. La tasa de emergencias, la distribución, mediana y la media de la germinación se muestran en las gráficas 11 y 12. La tasa de germinación en el sitio conservado tardó tres semanas en despegar para luego decaer en las siguientes tres y ya no germinar más en las últimas tres semanas. Por el contrario, en el sitio perturbado, inició rápidamente en la primera semana y continuó alta en la segunda, cayendo completamente en las semanas subsecuentes. La germinación en invernadero fue similar a la ocurrida en el sitio perturbado dándose la mayoría de los eventos en la primera semana (Fig. 14). A partir de la séptima y hasta la octava semana, la tasa de germinación se mantuvo alrededor del 0.05 y de ahí los eventos germinativos fueron casi nulos sin que se registrara ninguno otro después de la novena semana, como ocurrió con las demás especies.



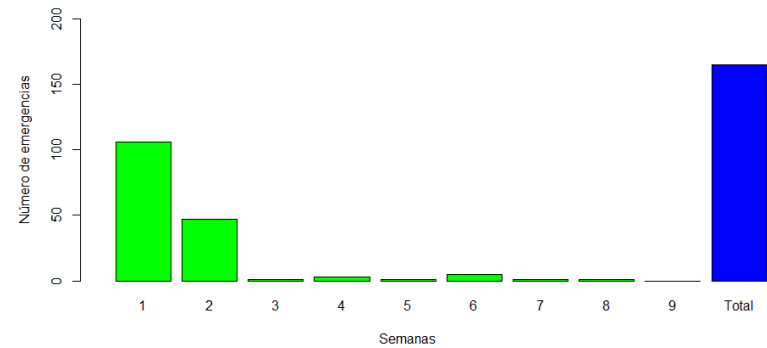
Figura 14. Germinación (A y B) de la especie invasora *Ricinus communis* en un sitio conservado y desarrollo (C - F) en un sitio perturbado en un pedregal sujeto a restauración ecológica. Fotos: Tunal, 2014.

Sitio conservado

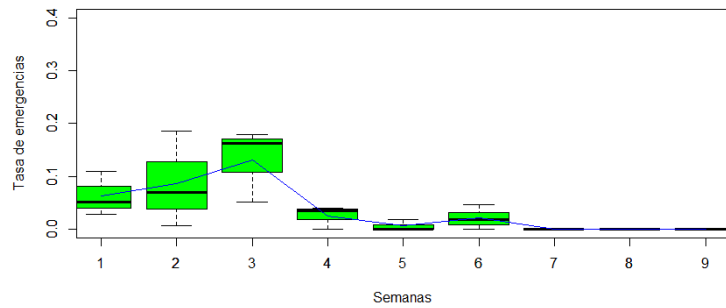


9

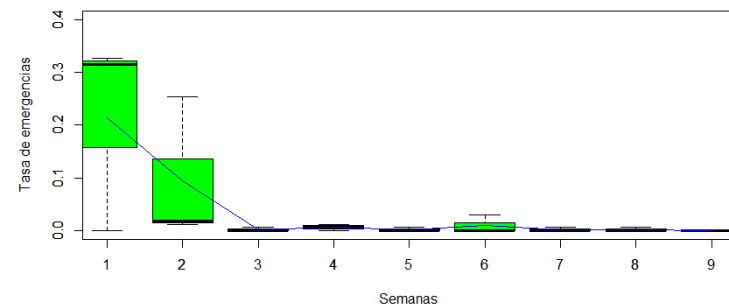
Sitio perturbado



10



11

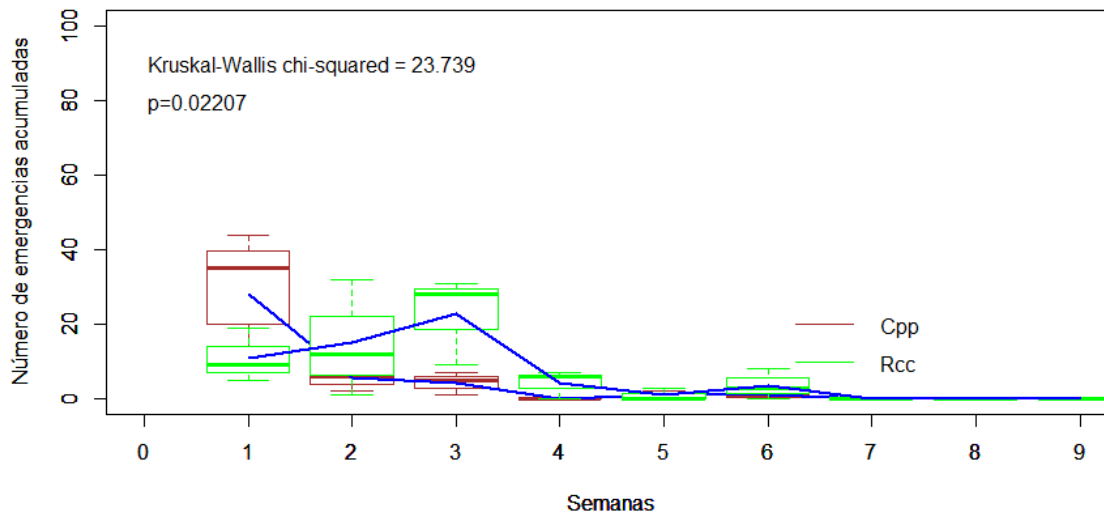


12

Gráficas 9-12. Germinación de la especie invasora *Ricinus communis* en dos sitios en un pedregal sujeto a restauración ecológica en Ciudad Universitaria, CDMX. Gráficas superiores (9 y 10) en el sitio conservado (izquierda) y perturbado (derecha). Tasa de la germinación en ambos sitios (Gráficas 11 y 12) mostrando los valores máximos y mínimos (líneas segmentadas), las medianas (líneas oscuras dentro del recuadro), el percentil (25 inferior y 75 superior % en caja) y la distribución de las medias (líneas azules).

c) Comparación estadística de la germinación

Para el análisis de la germinación se utilizó el método no paramétrico de Kruskal-Wallis, donde se compararon los tratamientos por especie y los tratamientos entre especies sin percibir diferencias significativas (Cuadro 4); las gráficas se muestran en el Anexo 4.4. Por otra parte, la comparación de las distribuciones de las emergencias (Cuadro 5) permitió apreciar diferencias sólo en el caso de *C. pumila* en el sitio perturbado (Cpp) con respecto a *R. communis* en el sitio conservado (Rcc) (Gráfica 13), ocurrida en la tercera semana.



Gráfica 13. Distribución y comparación de la tasa de germinación entre la especie nativa *Crotalaria pumila* en el sitio perturbado (Cpp) y la especie invasora *Ricinus communis* en el sitio conservado (Rcc), mostrando los valores máximos y mínimos (líneas segmentadas), las medianas (líneas anchas dentro del recuadro), el percentil (25 inferior y 75 superior % en caja) y la distribución de las medias (líneas azules).

Cuadro 4. Comparación de los porcentajes de emergencias (Kruskal-Wallis) de las tres especies (Mb= *Manfreda scabra*, Cp = *Crotalaria pumila*, Rc= *Ricinus communis*) en dos sitios, uno conservado (c) y otro perturbado (p), en un pedregal sujeto a restauración ecológica en Ciudad Universitaria, CDMX.

	Mb c	Mb p	Cp c	Cp p	Rc c
Mb p	chi-squared = 8.657 df = 8 p-value = 0.3721				
Cp c	chi-squared = 8.4375 df = 7 p-value = 0.2956	chi-squared = 8.9451 df = 7 p-value = 0.2566			
Cp p	chi-squared = 6.2355 df = 5 p-value = 0.284	chi-squared = 5.8445 df = 5 p-value = 0.3216	chi-squared = 7.5092 df = 5 p-value = 0.1854		
Rc c	chi-squared = 8.6524 df = 7 p-value = 0.2786	chi-squared = 8.5427 df = 7 p-value = 0.2872	chi-squared = 8.8344 df = 7 p-value = 0.2648	chi-squared = 9 df = 7 p-value = 0.2527	
Rc p	chi-squared = 6.7226 df = 6 p-value = 0.3473	chi-squared = 5.6867 df = 6 p-value = 0.4592	chi-squared = 4.7761 df = 6 p-value = 0.5728	chi-squared = 7.2248 df = 6 p-value = 0.3006	chi-squared = 5.3385 df = 6 p-value = 0.5012

Cuadro 5. Comparación de las distribuciones de las tres especies (Mb= *Manfreda scabra*, Cp = *Crotalaria pumila*, Rc= *Ricinus communis*) en dos sitios, uno conservado (c) y otro perturbado (p), en un pedregal sujeto a restauración ecológica en Ciudad Universitaria, CDMX.

	Mb c	Mb p	Cp c	Cp p	Rc c
Mb p	chi-squared = 20.2591 df = 12 p-value = 0.06234				
Cp c	chi-squared = 12.7648 df = 8 p-value = 0.1202	chi-squared = 12.7648 df = 8 p-value = 0.1202			
Cp p	chi-squared = 8.8458 df = 8 p-value = 0.3555	chi-squared = 8.8458 df = 8 p-value = 0.3555	chi-squared = 9.4757 df = 8 p-value = 0.3038		
Rc c	chi-squared = 17.0298 df = 12 p-value = 0.1485	chi-squared = 17.0298 df = 12 p-value = 0.1485	chi-squared = 12.7957 df = 12 p-value = 0.3841	chi-squared = 23.739 df = 12 p-value = 0.02207	
Rc p	chi-squared = 5.8653 df = 7 p-value = 0.5556	chi-squared = 5.8653 df = 7 p-value = 0.5556	chi-squared = 7.9153 df = 7 p-value = 0.3401	chi-squared = 10.0938 df = 7 p-value = 0.1833	chi-squared = 5.9696 df = 7 p-value = 0.5433

2.8.2. Supervivencia

Para la evaluación de la supervivencia de cada especie se aplicaron distintas pruebas. Con respecto a *M. scabra*, se compararon los tratamientos con la prueba de Log Rank y la regresión de Cox; se identificaron diferencias significativas entre tratamientos (Cuadro 6, Gráfica 14). Con la distribución de Weibull la población decreció en un 11 y 19 % en los sitios conservado y perturbado respectivamente, dado que los fallos fueron proporcionales a los decesos a lo largo del tiempo como se muestra en el cuadro 7 y en la gráfica 15. Asimismo, se observó la distribución de vida con dicha prueba en la gráfica 17. Para finalizar la comparación de los tratamientos se buscó la distribución de vida que más se ajustó al estudio correspondiendo al Log Gamma Generalizado (Gráfica 16).

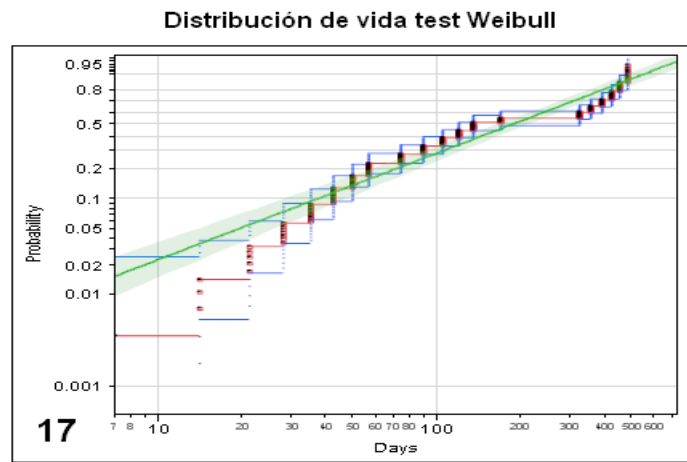
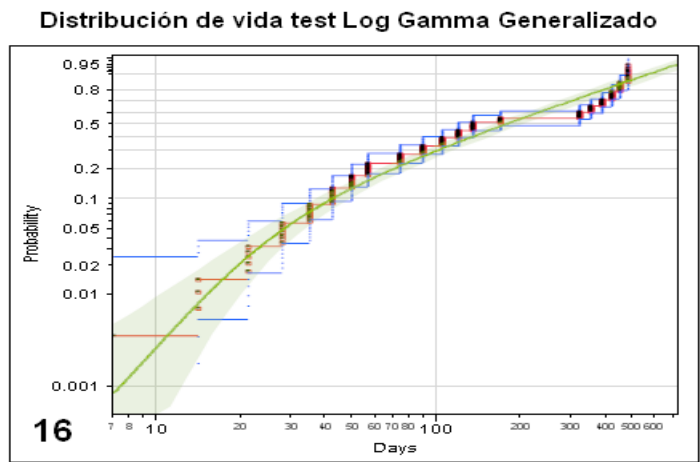
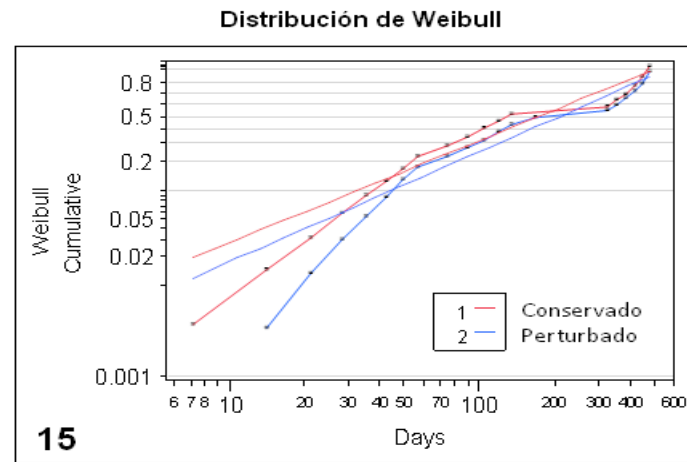
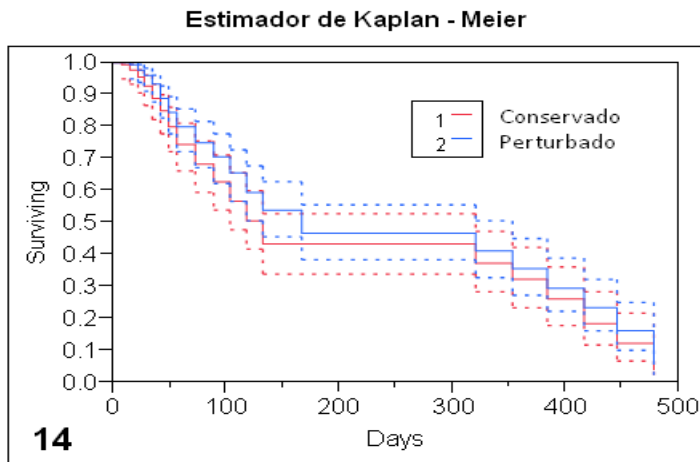
Consecutivamente, se compararon los tratamientos por separado. El tratamiento sitio conservado se analizó por cohortes, es decir, la fecha de aparición de las plantas, donde hubo ocho cohortes. En las pruebas antes descritas se observó una diferencia significativa alta (Cuadro 8 y Anexo 4.5); por consiguiente, se contrastó cada cohorte con las demás para comprobar cuáles fueron las que tuvieron estas diferencias significativas. Con esto, se puede percibir que dichas diferencias se encuentran en la cohorte 1 con respecto a las cohortes 2 – 8. Por el contrario, el tratamiento del sitio perturbado no contó con diferencias significativas.

Cuadro 6. Comparación de la supervivencia de la especie nativa *Manfreda scabra* entre los tratamientos conservado y perturbado y por cohortes en un pedregal sujeto a restauración ecológica en la Ciudad Universitaria, CDMX.

Tratamiento	Resultados			
Tratamientos conservado y perturbado	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq
	Log-Rank	1.5479	1	0.2135
	Wilcoxon	2.0997	1	0.1473
Tratamiento conservado por cohortes	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq
	Log-Rank	65.1602	7	<.0001*
	Wilcoxon	61.3335	7	<.0001*
Tratamiento perturbado por cohortes	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq
	Log-Rank	0.9243	5	0.9684
	Wilcoxon	0.6601	5	0.9851

Cuadro 7. Distribución de Weibull para evaluar la supervivencia de la especie nativa *Manfreda scabra* en un pedregal sujeto a restauración ecológica en Ciudad Universitaria, CDMX. Los valores de β son > 1 y los fallos aumentan. Tratamientos, C= sitio conservado, P= sitio perturbado.

Tratamientos	Parameter	Estimate	Lower 95%	Upper 95%	Number failed
C	α	234.2498	195.33715	283.22362	93
C	β	1.1114248	0.9466921	1.2903734	93
P	α	277.38396	236.24249	328.06945	102
P	β	1.1996157	1.023423	1.3922807	102



Gráficas 14-17. Curvas de supervivencia de la especie nativa *Manfreda scabra* en dos sitios, conservado y perturbado, en un pedregal sujeto a restauración ecológica en Ciudad Universitaria, CDMX. Gráfica 14, las líneas azul y roja muestran los tratamientos y se refieren al estimador del límite producto (función de supervivencia), y las líneas paralelas a los intervalos de confianza. La gráfica 15 puntualiza los eventos ocurridos en el tiempo y muestra el ajuste de la distribución de Weibull. La gráfica 16 indica la mejor distribución ajustada a Log Gamma Generalizado, y la gráfica 17 ilustra la distribución de vida ajustada con el test de Weibull.

De igual forma, para la otra especie nativa, *C. pumila*, al comparar los tratamientos por los test de Log Rank y la regresión de Cox, las diferencias significativas se dieron también para el sitio conservado como se observa en el cuadro 9 y en la gráfica 18. Con la distribución de Weibull, la población decreció en un 74 y 61 % en los sitios conservado y perturbado respectivamente; de la misma forma, se observa la distribución de vida con dicha prueba en la gráfica 19. Para finalizar la comparación de los tratamientos, la distribución de vida que más se ajustó al estudio fue el Umbral Weibull (Gráficas 20 y 21).

Consecutivamente, se compararon los tratamientos por separado. El sitio conservado se analizó igualmente por cohortes, donde hubo 8 cohortes; en las pruebas antes descritas se observó una diferencia significativa (Cuadro 10). Se contrastó cada cohorte con el resto para comprobar cuáles fueron las que presentaron estas diferencias dentro del tratamiento (Cuadro 11, Anexo 4.6). Las diferencias se dieron en la cohorte 1 con respecto a las 2-8 (exceptuando la 4); la cohorte 2 fue diferente de la 7; la 3 de la 4; la 4 tuvo diferencias con respecto a las 5–8 y la 6 con las 7-8. El tratamiento del sitio perturbado, al igual que en la otra especie nativa, no presentó diferencias significativas.

Cuadro 9. Comparación de la supervivencia de la especie nativa *Crotalaria pumila* entre los tratamientos conservado y perturbado en un pedregal sujeto a restauración ecológica en Ciudad Universitaria, CDMX.

Tratamiento	Resultados			
Tratamientos conservado y perturbado	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq
	Log-Rank	2.0149	1	0.1558
	Wilcoxon	2.2759	1	0.1314
Tratamiento conservado por cohortes	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq
	Log-Rank	61.1990	7	<.0001*
	Wilcoxon	58.9537	7	<.0001*
Tratamiento perturbado por cohortes	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq
	Log-Rank	7.5873	4	0.1079
	Wilcoxon	5.4095	4	0.2478

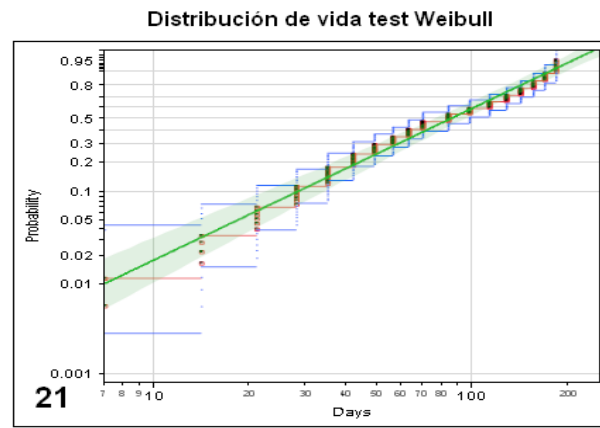
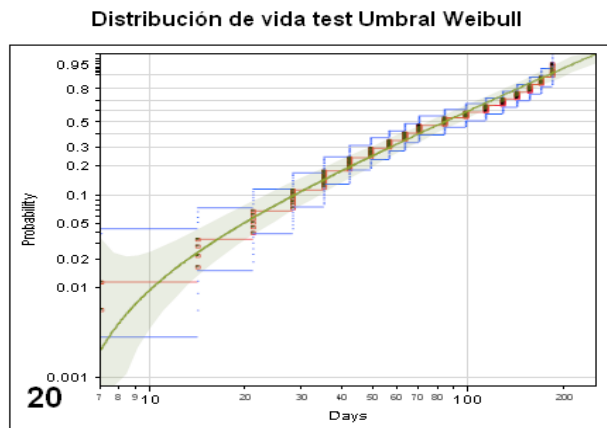
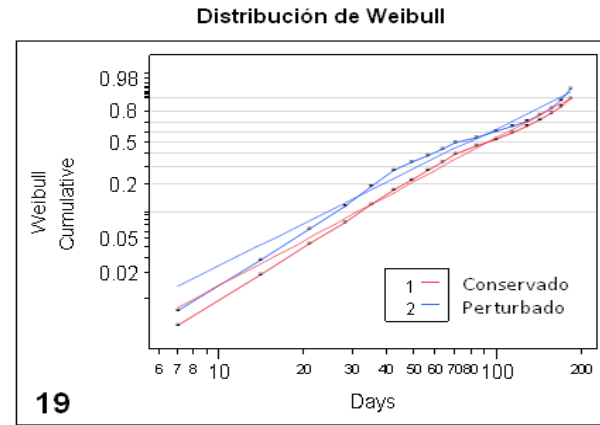
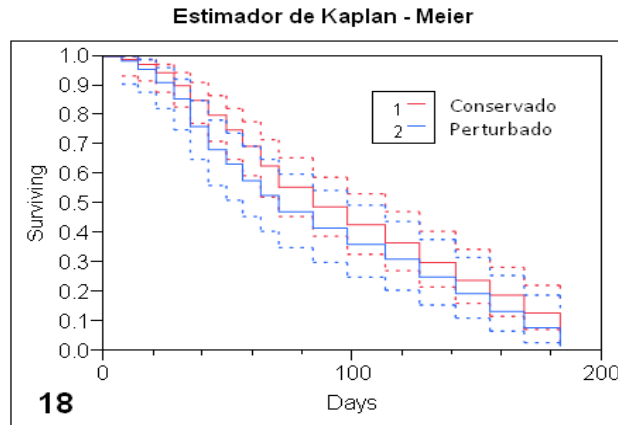
Cuadro 10. Distribución de Weibull para evaluar la supervivencia de la especie *Crotalaria pumila* en un pedregal sujeto a restauración ecológica en Ciudad Universitaria, CDMX. Los valores de β son > 1 y los fallos aumentan. Tratamientos C= sitio conservado, P= sitio perturbado.

Distribución de Weibull

Tratamientos	Parameter	Estimate	Lower 95%	Upper 95%	Number failed
C	α	112.2259	98.886935	127.82309	80
C	β	1.7494007	1.4602394	2.0679029	80
P	α	96.824709	81.935636	114.50962	57
P	β	1.6175194	1.3117708	1.9588342	57

Cuadro 11. Comparación del tratamiento sitio conservado por cohortes de la especie nativa *Crotalaria pumila* en un pedregal sujeto a restauración ecológica en Ciudad Universitaria, CDMX.

Comparación de las cohortes del tratamiento conservado en <i>Crotalaria pumila</i>																																								
cohorte	1				2				3				4				5				6				7															
2	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq																																				
	Log-Rank	8.5083	1	0.0035*																																				
	Wilcoxon	7.3809	1	0.0066*																																				
3	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq																																
	Log-Rank	17.6508	1	<.0001*	Log-Rank	2.2837	1	0.1307																																
	Wilcoxon	16.5656	1	<.0001*	Wilcoxon	1.7279	1	0.1887																																
4	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq																												
	Log-Rank	3.7571	1	0.0526	Log-Rank	1.1644	1	0.2806	Log-Rank	4.2123	1	0.0401*																												
	Wilcoxon	3.4272	1	0.0641	Wilcoxon	0.6943	1	0.4151	Wilcoxon	3.6342	1	0.0601																												
5	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq																								
	Log-Rank	18.1450	1	<.0001*	Log-Rank	1.8887	1	0.1716	Log-Rank	0.0157	1	0.9203	Log-Rank	6.1252	1	0.0133*																								
	Wilcoxon	16.6951	1	<.0001*	Wilcoxon	1.8357	1	0.1755	Wilcoxon	0.0070	1	0.9334	Wilcoxon	6.0017	1	0.0143*																								
6	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq																				
	Log-Rank	11.3271	1	0.0008*	Log-Rank	0.1875	1	0.6650	Log-Rank	1.7881	1	0.1812	Log-Rank	4.7851	1	0.0290*	Log-Rank	1.9564	1	0.1619																				
	Wilcoxon	9.5238	1	0.0020*	Wilcoxon	0.0264	1	0.8710	Wilcoxon	0.6550	1	0.4183	Wilcoxon	4.8186	1	0.0282*	Wilcoxon	1.1858	1	0.2762																				
7	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq																
	Log-Rank	22.3754	1	<.0001*	Log-Rank	5.8182	1	0.0178*	Log-Rank	0.7902	1	0.3740	Log-Rank	14.4705	1	0.0001*	Log-Rank	0.9707	1	0.3245	Log-Rank	6.8319	1	0.0100*																
	Wilcoxon	20.2381	1	<.0001*	Wilcoxon	5.8422	1	0.0156*	Wilcoxon	1.5552	1	0.2124	Wilcoxon	13.9091	1	0.0002*	Wilcoxon	1.3893	1	0.2385	Wilcoxon	5.9515	1	0.0147*																
8	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq
	Log-Rank	16.2842	1	<.0001*	Log-Rank	3.8194	1	0.0507	Log-Rank	0.2158	1	0.6423	Log-Rank	10.3371	1	0.0013*	Log-Rank	0.3410	1	0.5562	Log-Rank	5.5662	1	0.0183*	Log-Rank	0.1116	1	0.7384	Log-Rank	5.3668	1	0.0205*	Log-Rank	0.0453	1	0.8315	Log-Rank	0.0453	1	0.8315
	Wilcoxon	14.2857	1	0.0002*	Wilcoxon	4.2773	1	0.0388*	Wilcoxon	0.8415	1	0.3590	Wilcoxon	9.8182	1	0.0017*	Wilcoxon	0.7540	1	0.3852	Wilcoxon	5.3668	1	0.0205*	Wilcoxon	0.0453	1	0.8315	Wilcoxon	5.3668	1	0.0205*	Wilcoxon	0.0453	1	0.8315	Wilcoxon	0.0453	1	0.8315



Gráficas 18-21. Supervivencia de *Crotalaria pumila* en dos sitios en un pedregal sujeto a restauración ecológica en Ciudad Universitaria, CDMX. Gráfica 18, las líneas azul y roja muestran los tratamientos y se refieren al estimador del límite producto (función de supervivencia) y las líneas paralelas a los intervalos de confianza. La gráfica 19 puntualiza los eventos ocurridos en el tiempo y muestra el ajuste de la distribución de Weibull. La gráfica 21 ilustra la distribución de vida ajustada con el test de Weibull, de igual modo que la gráfica 20 indica la mejor distribución ajustada a Umbral Weibull.

Por último, en cuanto a la especie invasora *R. communis*, al comparar los tratamientos por los test de Log Rank y la regresión de Cox, existieron diferencias significativas sólo en el tratamiento perturbado y no entre ellos, como se observa en el cuadro 12 y en la gráfica 22. Con la distribución de Weibull (Cuadro 13, Anexo 4.4), la población decreció en un 29 y 26 % en los sitios conservado y perturbado, respectivamente. De la misma forma que en las especies anteriores, se observó la distribución de vida con dicha prueba en la gráfica 23. Para finalizar la comparación de los tratamientos se buscó la distribución de vida que más se ajustó al estudio la cual fue el Umbral Weibull (Gráficas 24 y 25).

Consecutivamente, se compararon los tratamientos por separado; en el caso del tratamiento sitio conservado, a diferencia de las otras dos especies vegetales, no presentó diferencias significativas. Por otra parte, se comparó el tratamiento del sitio perturbado entre cohortes; en esta especie sólo hubo siete cohortes. Se observó que existieron diferencias significativas (Cuadro 14) al contrastar las cohortes 1 y 2 con las 3 y 5; también se apreciaron diferencias entre la cohorte 3 con la 4 y 6; entre la 5 y la 6 y por último al contrastar la 6 contra la 7.

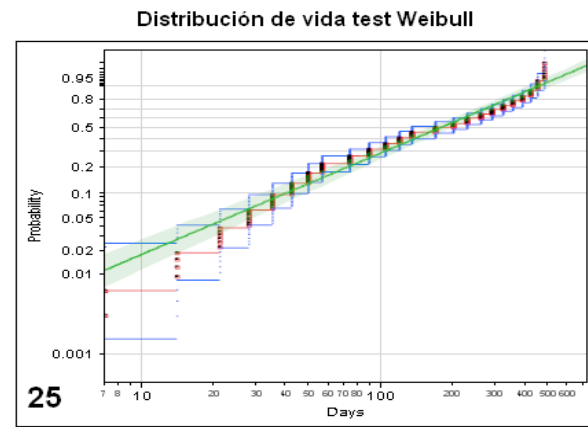
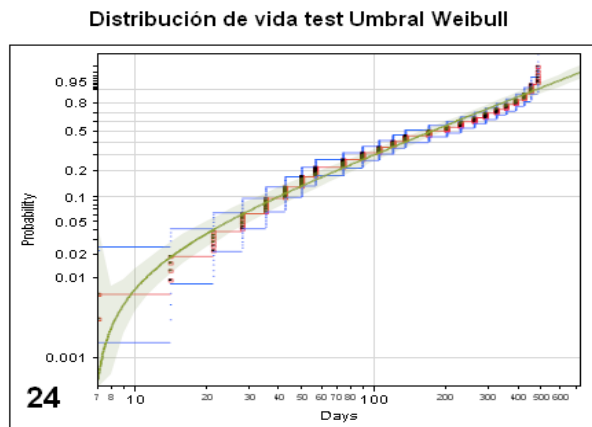
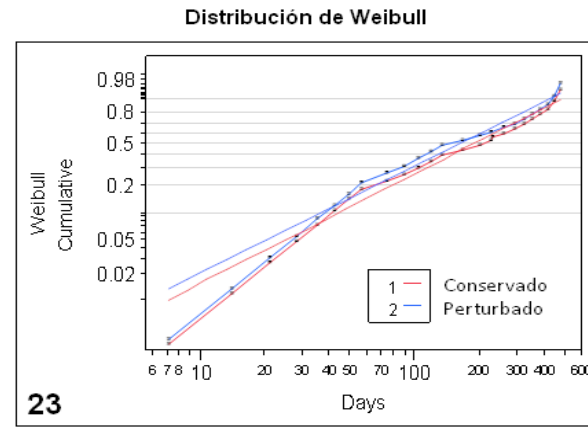
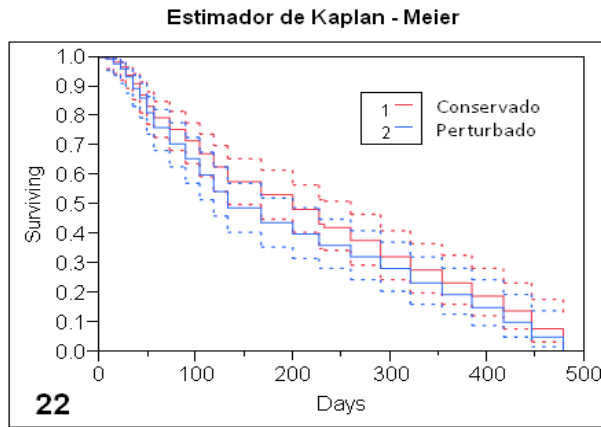
Cuadro 12. Comparación entre los tratamientos conservado y perturbado de la especie invasora *Ricinus communis* en un pedregal sujeto a restauración ecológica en Ciudad Universitaria, CDMX.

Tratamiento	Resultados			
Tratamientos conservado y perturbado	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq
	Log-Rank	1.8145	1	0.1780
	Wilcoxon	1.6481	1	0.1992
Tratamiento conservado por cohortes	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq
	Log-Rank	8.9869	5	0.1096
	Wilcoxon	3.2570	5	0.6604
Tratamiento perturbado por cohortes	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq
	Log-Rank	26.3173	6	0.0002*
	Wilcoxon	18.6280	6	0.0048*

Cuadro 13. Distribución de Weibull para la especie invasora *Ricinus communis* en un pedregal sujeto a restauración ecológica en Ciudad universitaria, CDMX. Los valores de β fueron > 1 y los fallos aumentaron. Tratamientos C= sitio conservado, P= sitio perturbado.

Distribución de Weibull

Tratamientos	Parameter	Estimate	Lower 95%	Upper 95%	Number failed
C	α	246.88729	214.43262	286.83813	111
C	β	1.2940616	1.1111755	1.4924542	111
P	α	213.17274	183.82012	248.37119	110
P	β	1.2631184	1.0857963	1.4548714	110



Gráficas 22-25. Supervivencia de la especie invasora *Ricinus communis* en dos sitios en un pedregal sujeto a restauración ecológica en Ciudad Universitaria, CDMX. Gráfica 22, las líneas azul y roja muestran los tratamientos y se refieren al estimador del límite producto (función de supervivencia), y las líneas paralelas a los intervalos de confianza. La gráfica 23 puntualiza los eventos ocurridos en el tiempo y muestra el ajuste de la distribución de Weibull. La gráfica 24 ilustra la distribución de vida ajustada con la prueba de Weibull; de igual modo la gráfica 25 indica la mejor distribución ajustada al Umbral Weibull.

Cuadro 14. Comparación del tratamiento sitio perturbado por cohortes de la especie invasora *Ricinus communis* en un pedregal sujeto a restauración ecológica en Ciudad Universitaria, CDMX.

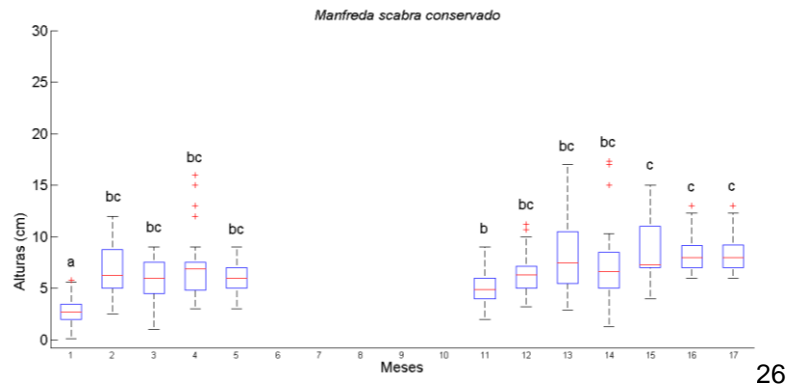
Comparación de las cohortes del tratamiento conservado en <i>Ricinus communis</i>																												
cohorte	1				2				3				4				5				6							
2	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq																								
	Log-Rank	0.1288	1	0.7199																								
	Wilcoxon	0.0084	1	0.9268																								
3	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq																				
	Log-Rank	9.1378	1	0.0025*	Log-Rank	11.5303	1	0.0007*																				
	Wilcoxon	5.8382	1	0.0157*	Wilcoxon	8.2570	1	0.0041*																				
4	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq																
	Log-Rank	2.2347	1	0.1349	Log-Rank	3.1348	1	0.0788	Log-Rank	4.5771	1	0.0324*																
	Wilcoxon	0.7864	1	0.3813	Wilcoxon	1.5416	1	0.2144	Wilcoxon	3.5915	1	0.0581																
5	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq												
	Log-Rank	6.8493	1	0.0099*	Log-Rank	8.5442	1	0.0035*	Log-Rank	0.0004	1	0.9842	Log-Rank	3.4291	1	0.0641												
	Wilcoxon	3.7082	1	0.0541	Wilcoxon	5.4585	1	0.0195*	Wilcoxon	0.1138	1	0.7358	Wilcoxon	2.2045	1	0.1376												
6	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq								
	Log-Rank	0.0003	1	0.9871	Log-Rank	0.0383	1	0.8449	Log-Rank	11.8440	1	0.0006*	Log-Rank	2.4964	1	0.1141	Log-Rank	9.9630	1	0.0016*								
	Wilcoxon	0.3268	1	0.5675	Wilcoxon	0.0809	1	0.7761	Wilcoxon	11.5128	1	0.0007*	Wilcoxon	2.4820	1	0.1152	Wilcoxon	9.3768	1	0.0022*								
7	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq	Test	ChiSquare	DF	Prob>ChiSq
	Log-Rank	2.8693	1	0.1023	Log-Rank	3.7209	1	0.0537	Log-Rank	1.2652	1	0.2607	Log-Rank	0.8175	1	0.3669	Log-Rank	1.4195	1	0.2335	Log-Rank	4.6209	1	0.0316*	Log-Rank	4.6209	1	0.0316*
	Wilcoxon	0.7481	1	0.3871	Wilcoxon	1.4037	1	0.2361	Wilcoxon	2.3010	1	0.1293	Wilcoxon	0.1178	1	0.7315	Wilcoxon	1.7647	1	0.1840	Wilcoxon	3.3305	1	0.0680	Wilcoxon	3.3305	1	0.0680

2.8.3. Resultados de alturas totales (crecimiento)

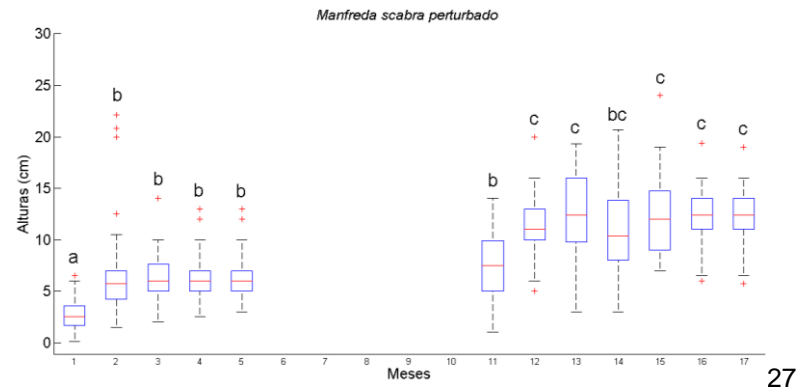
Los tamaños registrados de las plantas se presentan en las gráficas 26 y 27 para la especie nativa *M. scabra*. Las mayores alturas del sitio conservado se obtuvieron en los meses 4 y 14 de registro. Existió una diferencia significativa entre los meses 1, 11 y 15-16-17. De igual forma, en el tratamiento del sitio perturbado, los mayores crecimientos se lograron en los meses 2 y 15 y las diferencias significativas se dieron entre los meses 1, 2-3-4-5-11 y 12-13-15-16-17. En esta especie se observó en el periodo de secas que las plantas desaparecieron en el mes 6 para reemerger a partir del 11.

Con respecto a la otra especie nativa, *C. pumila*, en el tratamiento del sitio conservado las plantas se desarrollaron desde el segundo mes y hasta el sexto en que se hicieron los últimos registros de plantas vivas, con una altura no mayor a 20 cm y con diferencia significativa entre el primer mes y todos los demás (Gráfica 28). En contraste, en el tratamiento del sitio perturbado (Gráfica 29) la altura fue mucho mayor, inclusive desde el primer mes; las plantas más pequeñas tuvieron la altura de las más grandes del sitio conservado y alcanzaron hasta los 70 cm en los últimos meses. En el primer mes se presentó una diferencia significativa con los demás; asimismo, el segundo y tercer meses fueron diferentes de los últimos tres meses en donde las plantas alcanzaron su altura máxima desde el quinto mes.

Por último, en la especie invasora *R. communis*, la más grande de todas, las alturas de las plantas alcanzaron alrededor de un metro en el tratamiento del sitio conservado en los últimos cuatro meses. Las alturas de los 9 a los 14 meses presentaron diferencias significativas en comparación con los meses 1 y 2 como se observa en la gráfica 30. En el sitio perturbado, se desarrollaron algunos individuos de manera extraordinaria que superaron los tres metros de altura en el último mes, aun cuando la mayor parte de las plantas estuvieron por debajo del metro y medio (Gráfica 31). Se apreciaron diferencias significativas al comparar las alturas entre el primer mes, el mes 4 y los meses 8-14 (Cuadro 15).

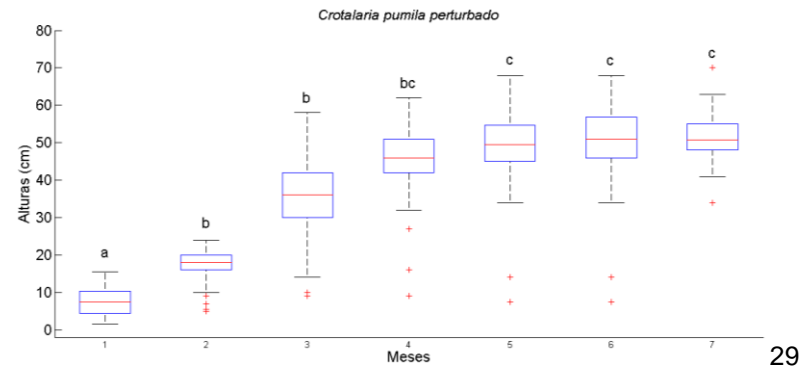
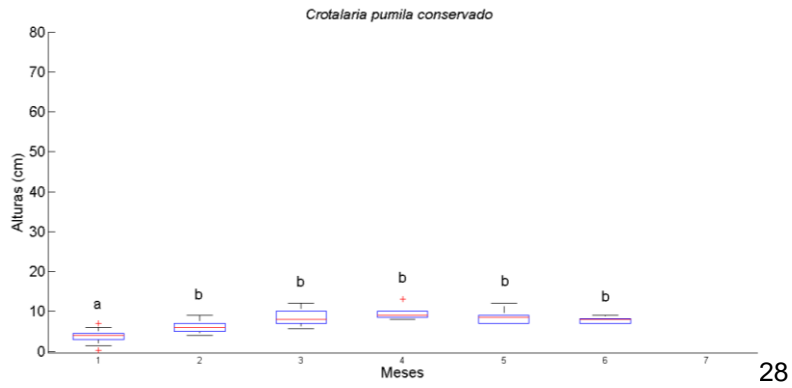


26

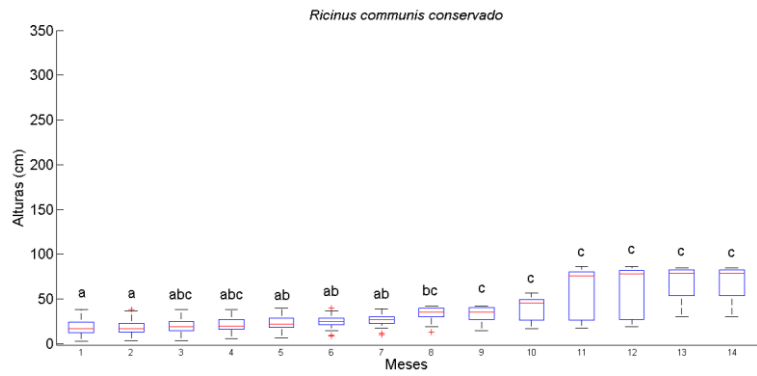


27

Gráficas 26 y 27. Alturas totales en un año y cinco meses de registro de la especie nativa *Manfreda scabra* en dos sitios en un pedregal sujeto a restauración ecológica en Ciudad Universitaria, CDMX. Los valores máximos y mínimos corresponden a las líneas segmentadas, las medianas a la línea roja dentro del recuadro, el percentil 25 inferior y 75 % en las cajas y los símbolos + (rojos), los valores atípicos.

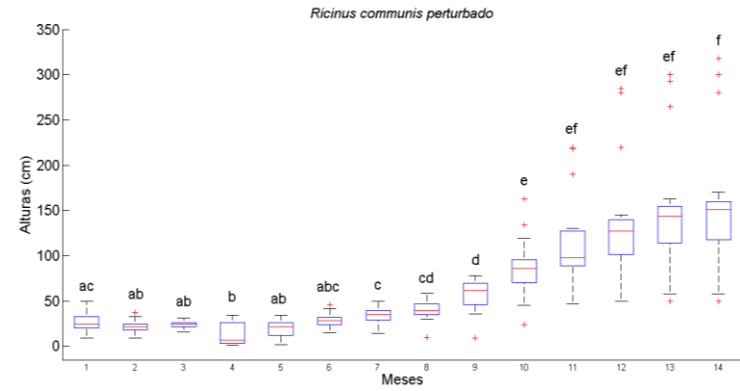


Gráficas 28 y 29. Alturas totales en siete meses de registro de la especie nativa *Crotalaria pumila* en dos sitios en un pedregal sujeto a restauración ecológica en Ciudad Universitaria, CDMX. Los valores máximos y mínimos corresponden a las líneas segmentadas, las medianas a la línea roja dentro del recuadro, el percentil 25 inferior y 75 % en las cajas y los símbolos + (rojos), los valores atípicos.



30

31



Gráficas 30 y 31. Alturas totales en un año y dos meses de registro, de la especie invasora *Ricinus communis* en dos sitios en un pedregal sujeto a restauración ecológica en Ciudad Universitaria, CDMX. Los valores máximos y mínimos corresponden a las líneas segmentadas, las medianas a la línea roja dentro del recuadro, el percentil 25 inferior y 75 % en las cajas y los símbolos + (rojos), los valores atípicos.

Cuadro 15. Valores de probabilidad para las alturas totales registradas en dos especies nativas (*M. scabra* y *C. pumila*) y una invasora (*R. communis*) en un pedregal sujeto a restauración ecológica en la Ciudad Universitaria, CDMX.

Tratamiento (sitio)	<i>Manfreda scabra</i>	<i>Crotalaria pumila</i>	<i>Ricinus communis</i>
Conservado	'Prob>Chi-sq' 7.4409e-038	'Prob>Chi-sq' 1.3711e-010	'Prob>Chi-sq' 1.7715e-016
Perturbado	'Prob>Chi-sq' 1.3253e-090	'Prob>Chi-sq' 1.0040e-047	'Prob>Chi-sq' 3.6829e-072

2.8.4. Floración y fructificación

La floración solamente ocurrió en la especie nativa *C. pumila* y en la invasora *R. communis*; *M. scabra* no presentó floración (Fig. 16 y 17, Cuadro 16). En *C. pumila* ocurrió a partir del mes de agosto del 2015, a los 86 días después de la siembra, de manera semanal durante el periodo de noviembre de 2015 a enero de 2016. En *R. communis* la floración se presentó desde el mes de septiembre del 2015, un año después de la siembra, y hasta el mes de diciembre. Los frutos de ambas especies tardaron en madurar 48 y 68 días, respectivamente. En la especie nativa, *C. pumila*, se obtuvo un número de flores de 336 y un número de frutos de 247, que se observaron casi en su totalidad en el sitio perturbado. En *R. communis* el número total de flores fue de 1846 y de frutos de 1675, todos en el sitio perturbado. El número total de semillas superó el doble en la especie invasora, generándose con sólo una cuarta parte de los individuos totales que generaron semillas en la especie nativa.



Figura 16. Floración y fructificación de la especie nativa *Crotalaria pumila*: A - C) Escapo floral. D) flor y fruto. E y F) Formación de frutos. G) Semillas maduras. Fotos, Tunal 2015-2016.

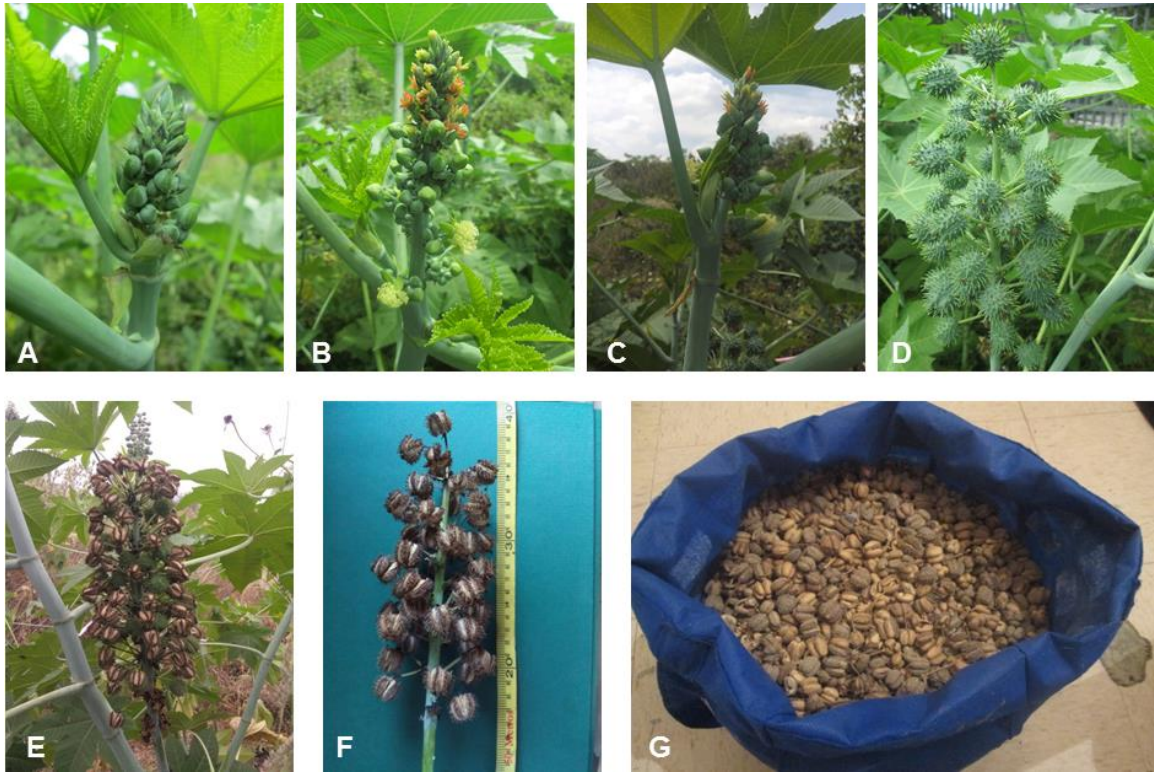


Figura 17. Floración y fructificación de la especie invasora *Ricinus communis*: A - C) Formación de flores masculinas y femeninas. D) Formación de frutos inmaduros. E y F) Maduración y dehiscencia de frutos. G) Semillas maduras. Fotos, Tunal 2015-2016.

Cuadro 16. Floración y fructificación de *Ricinus communis* (RC) especie invasora, y *Crotalaria pumila* (CP) especie nativa, en dos sitios en un pedregal sujeto a restauración ecológica en Ciudad Universitaria, CDMX.

	Especie		
	RC	CP	
	Tratamiento perturbado	Tratamiento	
		conservado	Perturbado
plantas	8	9	27
flores	1846	23	313
frutos	1675	2	245
semillas	5025	8	2191

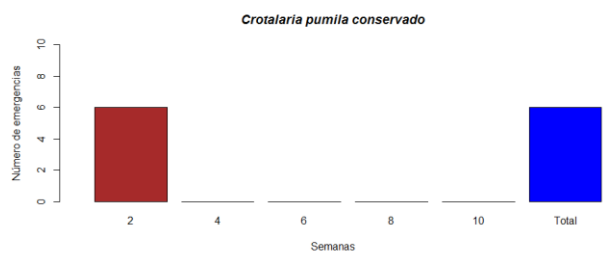
2.8.5. Germinación de semillas producidas por *C. pumila* y *R. communis* en dos sitios perturbados

El porcentaje de germinación total de las dos especies que formaron semillas y que se sembraron en los mismos sitios donde se produjeron, se presenta en el cuadro 17. *C. pumila* alcanzó un total de 75.5 % en el sitio conservado y 31 % en el perturbado, mientras que *R. communis* logró un 65.5 % solamente en el sitio perturbado que fue donde presentó individuos reproductivos. Comparando la germinación de cada especie con la de sus semillas predecesoras, se observa que en *C. pumila*, ésta fue 35.5 % más alta en el sitio conservado y disminuyó a cerca de la mitad, 35 % menos, en el sitio perturbado (Gráficas 32 y 33). La emergencia en el tiempo presentó un comportamiento similar germinando la mayor parte de las semillas a los quince días en el sitio perturbado, pero en el conservado, debido probablemente al escaso número de semillas, no se observó ninguna tendencia. En *R. communis* la germinación total disminuyó el 30% y la emergencia fue similar (Gráfica 34), ocurriendo la mayor parte de ella desde los primeros quince días hasta las seis semanas, sin que se prolongara hasta los dos meses, a diferencia de las plantas madre (Gráfica 10).

Cuadro 17. Porcentaje de germinación de las semillas producidas por la especie nativa *Crotalaria pumila* (CP) y la especie invasora *Ricinus communis* (RC) en un sitio perturbado (P) y conservado (C) en un pedregal sujeto a restauración ecológica en Ciudad Universitaria, CDMX.

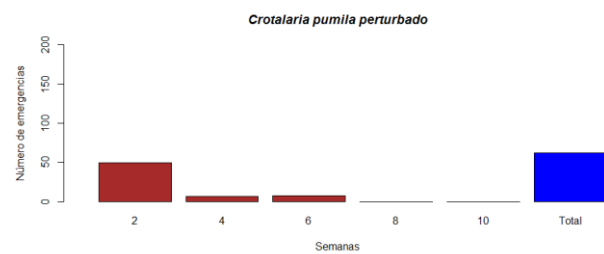
	Especie		
	RC	CP	
	P	C	P
Total de semillas	200	8	200
Total de semillas germinadas	131	6	62
Germinación (%)	65.5	75.5	31.0

Sitio conservado

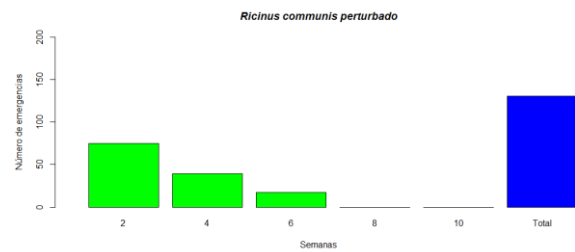


32

Sitio perturbado



33



34

Gráficas 32-34. Germinación total de las semillas producidas por la especie nativa *Crotalaria pumila*, y por la invasora *Ricinus communis* en dos sitios en un pedregal sujeto a restauración ecológica en Ciudad Universitaria, CDMX.

2.9. DISCUSIÓN

2.9.1. Germinación

La dinámica de la germinación en especies nativas está muy relacionada con los aspectos ambientales; en las especies anuales de este ecosistema en estudio, la marcada estacionalidad determinó que las semillas germinaran rápidamente para aprovechar el periodo de lluvias que dura aproximadamente seis meses. En el caso de la especie nativa *M. scabra*, existen pocos estudios realizados en campo. Orozco-Segovia y colaboradores (1996) registraron la germinación de las semillas en un gradiente de 15 a 35 °C en un lapso de 10 días; los autores comenzaron a cuantificar la germinación a partir del segundo día de imbibición en condiciones de invernadero; obtuvieron un máximo de germinación del 95 % a una temperatura constante de 25 °C. La germinación total de lotes experimentales también se ha registrado después de cuatro o cinco días (González-Certuche y Orozco-Segovia, 1996). En el tratamiento *in vitro*, las condiciones óptimas permitieron que la germinación alcanzara el 100 %; en el tratamiento en invernadero el porcentaje se redujo un 30 % debido a que las condiciones, aunque fueron controladas, fueron más heterogéneas que en la condición *in vitro* y se tuvo una menor disponibilidad de agua en un sustrato sólido con fluctuaciones de temperatura entre día y noche. Los resultados de la germinación en campo, sin embargo, donde se esperaba aún mayor heterogeneidad, fueron más elevados que en invernadero, con casi un 20 % mayor en el sitio perturbado. Estas diferencias en los porcentajes de germinación en una misma especie pueden deberse a factores como el origen del germoplasma y su almacenamiento, entre otros. Con nuestro germoplasma, se hicieron las pruebas en un tiempo de tres a seis meses después de la cosecha en la REPSA y el 100 % de germinación sólo se obtuvo *in vitro*. Si bien en el invernadero la germinación se hizo con suelo de la reserva, este fue tamizado y esterilizado, lo que posiblemente repercutió en la disminución del porcentaje comparado con la germinación en campo. Los microorganismos del suelo juegan un papel importante en la germinación de las

plantas tanto como la disponibilidad constante de agua (Bewley, 1997, Castillo-Reyes *et al.*, 2016).

De acuerdo con González-Zertuche (1992), la evaluación de la germinación debe contemplar la capacidad de germinación de las semillas, la tasa de germinación, el tiempo de inicio, el tiempo promedio y la uniformidad de la misma. Debido a que no en todos los estudios se cuantifican estos parámetros, los modelos matemáticos son difíciles de aplicar y por tanto, se comparan los estudios de germinación a través de índices y fórmulas que tienen también limitaciones en su interpretación. Falta muchas veces información sobre la distribución de la germinación en el tiempo y los valores acumulados, y se confunden las tasas con los porcentajes de germinación; no se cuantifica la varianza de las respuestas en el tiempo y presuponen que las tasas de germinación son uniformes (González-Certuche, 1992). Las curvas de germinación permiten representar las diferencias en el comportamiento entre las poblaciones para observar una distribución de respuestas por tratamiento o unidad experimental (González-Certuche, 1992). La dinámica de la germinación de *M. scabra* fue similar en campo, independientemente del sitio y de la parcela o repetición; la mayor emergencia ocurrió a las tres semanas de registro por lo que se asume que este proceso está más ligado a las reservas nutrimentales de la semilla que a condiciones ecofisiológicas.

En el caso de la otra especie nativa, *C. pumila*, se han realizado diversos estudios sobre su germinación (Galíndez *et al.* 2016, Valencia-Díaz *et al.*, 2015; Lindig-Cisneros y Lara-Cabrera, 2004). Las semillas de varias especies de este género presentan latencia física, en donde los métodos de germinación descritos más efectivos son la escarificación y el calor húmedo (Galíndez *et al.*, 2016). Lindig-Cisneros y Lara-Cabrera (2004) reportaron en esta misma especie que la escarificación física o química es requerida para la germinación. Los mayores porcentajes se lograron escarificando las semillas por una hora en condiciones ácidas cuando fueron incubadas en cámaras de germinación, o por media hora en condiciones de invernadero. En la escarificación mecánica, las condiciones de

incubación también afectaron la germinación con un 10% de diferencia y siendo también 10 % menos efectiva que la química. Las semillas de esta especie germinaron sin escarificar en menos del 5%, favoreciendo también las condiciones de invernadero en un sutil porcentaje. Esto mismo sucedió en este trabajo al germinar las semillas en condiciones de invernadero sin ningún tratamiento, donde sólo se alcanzó el 8 %. Pineda y Suárez (2014), con el mismo germoplasma del sitio de estudio y en condiciones de invernadero, obtuvieron el 100 % de germinación de las semillas con solo previa escarificación mecánica al ser sembradas directamente en suelo nativo. A diferencia de Pineda y Suárez (2014), y de Rodríguez y colaboradores (2005), en los tratamientos en campo se aplicó la misma escarificación química con H_2SO_4 durante 60 min; la diferencia en el porcentaje de germinación fue contrastante en el sitio conservado y perturbado, alcanzando un máximo de 40 y 66%, respectivamente, a lo largo de dos meses. Estas diferencias se pueden deber a efectos de latencia por almacenamiento de las semillas ya que el estudio de Pineda y Suárez (2014), además de condiciones controladas, se realizó con el germoplasma recién recolectado. Las condiciones de germinación en campo de esta especie sí pudieron deberse al tipo de sustrato y a la disponibilidad de agua en el sitio conservado, que dada la profundidad total del mismo fue mucho menor. La velocidad de la germinación fue muy rápida; ocurrió principalmente durante la primera semana en el sitio perturbado y a lo largo de casi dos meses en el sitio conservado. Lo anterior establece que la dinámica en suelos nativos obedece a la heterogeneidad microambiental, teniendo el banco de semillas un tiempo mayor para la germinación que cuando las condiciones le favorecen. Las diferencias en los parámetros edáficos permitirían entender este comportamiento para aseverar que la especie está adaptada a estas condiciones y su germinación fluctúa más en el tiempo como un banco de semillas. En el sitio perturbado existe más profundidad de suelo, más minerales y es un sustrato más adecuado para que todas las semillas germinen rápidamente. Valencia-Díaz y colaboradores (2015) estudiaron el posible papel del endospermo en la germinación de las semillas de esta especie, encontrando que juega más un rol de protección que de almacenamiento, lo que le permite germinar rápido. Por

otro lado, la profundidad a la que se siembran las semillas también es decisiva para la germinación de *C. pumila*. Gómez-Romero y Lindig-Cisneros (2009) encontraron que a los dos centímetros se podía alcanzar un 50 % de germinación en condiciones de invernadero en semillas escarificadas y sembradas en arena.

En el caso de *R. communis*, las semillas requieren un periodo de deshidratación desde que se separan del fruto para potenciar la germinación (Kermode y Bewley, 1989). Algunas variedades tienen periodos de latencia que se rompe a las 24 h después de la imbibición. En un periodo de 140 a 160 días después de la madurez de las semillas viene la emergencia de las plántulas. Severino y Aud (2013) documentaron que el intervalo óptimo de germinación de las semillas de esta especie ocurre de 25 a 31 °C, dependiendo de la variedad ya que es una especie con un enorme grado de variación y ecotipos. Ellos encontraron que son sensibles a las bajas temperaturas; tienen tasas de germinación muy bajas en suelos con menos de 14 °C; la temperatura mínima de germinación es de 16 °C. Es posible que las semillas sean sensibles a bajas temperaturas debido a su alto contenido de lípidos o a la gruesa testa que las recubre. Por otro lado, la salinidad y el bajo contenido de humedad también afectan su germinación. La emergencia puede variar de 10 a 23 días después de la imbibición. El potencial osmótico del suelo que se baja al aumentar la temperatura incrementa el índice de la tasa germinativa de esta especie (Cheema *et al.*, 2008), cuya germinación es del 33 %. La germinación ocurre quince días después de la siembra cuando emergen las primeras plántulas, sin embargo, estos datos se han generado en condiciones de cultivo (Rico *et al.*, 2011; Córdoba 2012). Los estudios de germinación en esta especie se enfocan en procesos de desarrollo óptimo para el cultivo de plantaciones y la producción de semillas para la extracción de bioenergéticos (Rico, 2011). En estos estudios, por tanto, el uso de agroquímicos para la protección de la planta no hace comparables los resultados a la germinación que ocurre en campo.

Las tasas de emergencia en este estudio fueron elevadas y similares a lo descrito previamente; como especie invasora tiene altas tasas de reproducción

tanto por semillas como vegetativamente (Sher y Hyatt, 1999; Martins *et al.*, 2011). Por otra parte, la germinación exponencial en el tratamiento perturbado se debió a las condiciones del terreno donde la profundidad del suelo fue mayor a un metro, por lo que la humedad del suelo fue mayor y favoreció la germinación.

Las emergencias entre *R. communis* y *C. pumila* en el sitio conservado y perturbado fueron muy similares, lo que demuestra que esta especie invasora, está altamente adaptada a sitios perturbados y presenta un comportamiento resiliente, como ocurre con la especie nativa en sitios conservados que tienen condiciones de mayor estrés y mayor evapotranspiración en la REPSA por la poca profundidad. *R. communis* y *C. pumila* mostraron su mayor tasa de germinación en la tercera semana en los sitios conservados, lo que responde a una respuesta microambiental, mientras que las condiciones de perturbación promueven una germinación casi inmediata de toda la población en las primeras dos semanas en ambas especies.

2.9.2. Supervivencia

Existen diversos estudios de supervivencia de plantas principalmente obtenidos en plantaciones de especies arbóreas destinadas a la reforestación (Barchuk y Díaz, 2000; Sigala-Rodríguez *et al.*, 2015; Ranz y Hierro, 2005; Marcolino de Assis *et al.*, 2011; Renison y Cingolani, 2002). Dichos estudios utilizan el método de Log Rank - Kaplan Meier, en los cuales sólo calculan la probabilidad de supervivencia y no muestran todas las funciones de la misma. La aproximación de Kaplan-Meyer se ha aplicado en *R. communis* para evaluar la mortalidad de abejas melíferas por ingerir el polen (Marcolino de Assis *et al.*, 2011); sin embargo, no existen trabajos previos de germinación y supervivencia, por lo que será una aproximación del estudio del comportamiento de estas especies.

En el caso de la supervivencia de *M. scabra*, no se observaron diferencias significativas al comparar los sitios conservado y perturbado; en ambos

sobrevivieron las plantas hasta el final del estudio con un número de eventos parecidos en ambos, como en la germinación de las semillas. Sin embargo, hubo un mayor número de eventos en el tratamiento perturbado, según la distribución de Weibull que tiene una distribución proporcional a Log Gamma Generalizado. En la comparación de las cohortes, sólo existió una diferencia significativa en el tratamiento conservado en la cohorte 1 con respecto a las demás; en esta fase de las plántulas se observó una alta mortalidad por efectos ajenos a las condiciones del estudio.

En *C. pumila* tampoco se presentaron diferencias significativas entre los tratamientos; no hubo sobrevivientes al final del estudio dada la naturaleza anual de esta especie y el número de eventos fue parecido en los tratamientos. Sin embargo, hubo mayor número de eventos en el tratamiento conservado observado por la distribución de Weibull que tiene una distribución proporcional al umbral de Weibull. Sólo se dio una diferencia significativa en el tratamiento conservado de las cohortes 1, 4 y 6 con las demás, debido a que en estas fases se presentó una competencia con la especie invasora por la disponibilidad del sustrato.

En *R. communis* no hubo diferencias significativas entre los tratamientos; el número de eventos o supervivientes fue parecido en los dos sitios. Sin embargo, hubo un mayor número de eventos en el tratamiento conservado observado por la distribución de Weibull que también presentó una distribución proporcional al umbral de Weibull. En las cohortes en los tratamientos sólo existió una diferencia significativa en el sitio perturbado, en donde el sitio más expuesto a la intemperie por poca cobertura vegetal permitió que la temperatura ambiental bajara hasta los 4 °C produciendo quemaduras en las plantas en algunas parcelas del tratamiento (Fig. 18).



Figura 18. Aspecto de las plantas de la especie invasora *Ricinus communis* en el tratamiento perturbado: A) Réplica 1. B) Réplica 2. C y D) Acercamiento de las plantas quemadas después de una helada. E) Rebrote de las plantas.

2.9.3. Altura

En la especie nativa *M. scabra* las mayores alturas fueron alcanzadas en el tratamiento perturbado; este tratamiento contó con una profundidad del sustrato mayor a la que se describe para la REPSA, lo que incidió positivamente en el desarrollo de la planta; en ambos tratamientos las alturas más altas se alcanzaron en la época de lluvias. La primera hoja se forma entre los 14 y los 21 días; la

planta requiere de varios años para alcanzar el tamaño reproductivo (Castillejos-Cruz, 2009).

Como se discutió en la sección de germinación, el tratamiento de escarificación tuvo un efecto en el crecimiento de las plantas de *C. pumila*. Pineda y Suárez (2014) obtuvieron en condiciones de invernadero con riego constante, plantas que alcanzaron cerca de los 60 cm en un lapso cercano a un mes después de la siembra, cuando solamente fueron escarificadas manualmente, a diferencia de los 30 cm promedio producto de la escarificación química. En este trabajo, las plantas en condiciones de campo alcanzaron apenas los 20 cm al mes de ser sembradas en el sitio conservado. En comparación con el tratamiento del sitio perturbado donde la altura superó los 60 cm, se rebasó incluso la talla media descrita para esta especie (Soto-Estrada, 2004), donde las diferencias se atribuyen a la profundidad del sustrato en este lugar ya que es mayor a los 21 cm.

Esto sucedió también con *R. communis* en el tratamiento conservado donde la mayor altura no superó los 90 cm por la disponibilidad de sustrato, lo que limitó su crecimiento. Las diferencias significativas se observaron en los primeros dos meses que pertenecen al establecimiento del cultivo; en contraste, el tratamiento perturbado tuvo una altura mayor a 3 m alcanzada en el último mes del estudio. Ribeiro y colaboradores (2014) en un estudio de metabolómica encontraron que la producción de biomasa en las plántulas y la formación de raíces en esta especie, están directamente relacionados con la temperatura y con el fenotipo probado. Un cambio en el metabolismo del nitrógeno y carbono en su alocaión a los tejidos aéreos vs. radicales es el principal mecanismo bioquímico para regular las temperaturas elevadas.

2.9.4. Formación de flores y frutos

En *R. communis* las semillas variaron en peso y tamaño dependiendo del cultivar, pero también dentro de la misma planta, siendo mayor el peso cuando menos frutos se produzcan por planta. El índice de cosecha está relacionado más con el peso de las semillas que con su número por la importancia de la concentración de los aceites para la producción de biodiesel (Cortés y Oyola, 2008). Salazar-Sánchez y colaboradores (2014) contaron un número promedio de 54 frutos por espiga conteniendo hasta 162 semillas. En este trabajo tan sólo ocho plantas produjeron 5 025 semillas, lo que indica un promedio de 209 frutos por individuo, todos en el sitio perturbado. Este número supera ampliamente lo reportado en cultivares de Durango por estos autores. Destaca el hecho de que floreció sólo en los sitios perturbados y que la helada que sufrieron las plantas casi acabó con la mayor parte de ellas; los individuos que quedaron tuvieron una respuesta reproductiva notable.

La especie nativa *C. pumila* produjo una mayor cantidad de individuos que llegaron a la edad reproductiva en el sitio perturbado, lo que coincide con su naturaleza arvense y su mayor necesidad de iluminación. Aún cuando el número de semillas que se describen por fruto para esta especie es comúnmente de 20 (Contu, 2012), en este estudio se encontraron aproximadamente la mitad y escasamente cuatro en el sitio conservado. Aunque en este último ocurrió mucho antes la formación de frutos, algunos presentaron depredación por insectos, según lo indicaron las cápsulas vacías. El contenido de alcaloides pirrolizidínicos de esta especie atrae insectos que los utilizan para la formación de feromonas en la etapa larvaria (Sepúlveda-Jiménez *et al.*, 2003).

La germinación total de las semillas producidas por la nueva generación de plantas en los dos meses de seguimiento no pudo ser comparada cualitativamente

debido al número de repeticiones por tratamiento. En *C. pumila* la germinación solamente se llevó a cabo en una parcela en el sitio conservado donde se sembraron las únicas ocho semillas que quedaron de un total de nueve plantas y sólo dos frutos. En el sitio conservado se pudieron sembrar dos parcelas y el porcentaje de germinación fue considerablemente distinto entre ellas: en la parcela donde más semillas germinaron, el 56 %, la calidad de micrositio fue considerablemente distinta a la otra repetición en donde sólo se dio el 6 %. A pesar de que el número de plantas que contribuyeron con la muestra que se sembró en la parcela donde más semillas germinaron fue mayor, en esta parcela hubo solamente crecimiento de pasto kikuyo. En la parcela donde hubo un bajo porcentaje, a pesar del manejo, hubo un crecimiento excesivo de enredaderas y vegetación secundaria que fue varias veces retirado, siendo, además, la profundidad del sitio menor. Esto mismo afectó la germinación de *R. communis* en donde ninguna semilla germinó en esta parcela a diferencia del 66 % obtenido en donde *C. pumila* también se vió favorecida. Ambos porcentajes, sin embargo, son mucho menores de las semillas predecesoras sin que pudiera atribuirse ni a la época de siembra que varió sólo en unos días, ni tampoco al almacenamiento de las semillas de ambas especies.

2.10. CONCLUSIONES

Los niveles de germinación de las semillas de *Manfreda scabra*, *Crotalaria pumila* y *Ricinus communis* fueron distintos en condiciones de invernadero y de campo. La germinación en campo de la especie nativa *M. scabra* fue igual en los sitios perturbados y en los conservados; la germinación de las semillas de esta especie no dependió preponderantemente de las condiciones ambientales del sitio. La germinación en campo fue similar en *C. pumila* y *R. communis* en los dos sitios estudiados: en los sitios conservados, estuvo influenciada por la heterogeneidad del sustrato con una tasa constante, pero menos que en los sitios perturbados donde ambas especies germinaron de manera casi total en las primeras semanas. La germinación de la especie invasora *R. communis*, en los distintos tratamientos fue la mayor de las tres especies. *C. pumila*, a pesar de ser una especie nativa adaptada a las condiciones ambientales del lugar y ser considerada una especie ruderal y arvense, fue la especie de menor germinación en campo.

La supervivencia de las tres especies fue distinta dada su naturaleza perenne, pero de ciclo anual; se observó en *M. scabra* una disminución del 50% de los individuos después de los tres meses, pero al reiniciar la siguiente temporada de lluvias reemergieron quedando exclusivamente el 10% de la población al final de la segunda temporada. En el caso de la especie nativa anual *C. pumila*, en cuatro meses fue disminuyendo de manera constante en los primeros cinco meses siendo en el primero la mortandad únicamente del 10% y a partir del segundo mes de un 10% mensual. Un comportamiento similar se observó en la especie invasora y perenne *R. communis* donde su supervivencia fue mucho más prolongada en los primeros meses y decayó de manera constante a partir del cuarto mes, sobreviviendo el 10% de la población a los 16 meses.

No se observaron diferencias significativas en los sitios conservado y perturbado con relación a la supervivencia de las tres plantas; sin embargo, solamente la especie nativa perenne *M. scabra* tuvo una mayor supervivencia en los sitios perturbados con casi el 5% más a lo largo de ambos ciclos. *C. pumila* y

R. communis sobrevivieron entre un 10 y 5 % más, respectivamente, en los sitios conservados. En ésta última ello se debió a efectos de helada donde la temperatura disminuyó a 4 °C en los microambientes más expuestos que fueron los sitios perturbados, lo que ocasionó la quema de las plantas.

Las alturas de las plantas, en el caso de *M. scabra*, fueron menores de la talla adulta en los dos ciclos registrados lo que se relacionó con su inmadurez para alcanzar la edad reproductiva. En el sitio perturbado, las plantas fueron ligeramente mayores al siguiente ciclo después de la latencia. *C. pumila*, tuvo un crecimiento significativamente mayor en el sitio perturbado que presentó una incidencia de luz del doble que en los sitios conservados, lo que le permitió completar su ciclo de vida dando una cantidad significativamente mayor de plantas que desarrollaron frutos. Finalmente, *R. communis* creció muy poco en los sitios conservados; llegó a desarrollar plantas menores al metro de altura pasados los 13 meses y ningún individuo registró floración, aunque sí una mayor supervivencia. En el sitio perturbado, sus alturas fueron significativamente mayores después del año y se alcanzó la reproducción.

Las condiciones de microambiente en ambos sitios influyeron en los eventos reproductivos de manera considerable dado que la producción de flores, frutos y semillas fue heterogénea en ambos tratamientos. *C. pumila* presentó una mejor respuesta adaptativa en su calidad de planta ruderal en los sitios conservados y perturbados, mientras que *R. communis* sólo produjo flores, frutos y semillas en el sitio perturbado. Aún con ello, la cantidad de semillas producidas por sólo ocho plantas superó las cinco mil, lo que contundentemente reafirma su estatus de especie invasora.

La germinación de las semillas producidas a partir de las plantas sembradas en las mismas parcelas donde se produjeron dependió asimismo de las condiciones microambientales. Ésta se vió favorecida en la parcela donde creció el pasto kikuyo *versus* donde se establecieron plantas rastreras. Aún con ello, la germinación fue considerablemente menor que la de sus plantas predecesoras.

2.11. LITERATURA CITADA

Aber, A., Ferrari, G., Porcile, J. F., Rodríguez, E., Zerbino S. 2012. Identificación de prioridades para la gestión nacional de las especies exóticas invasoras. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras, UNESCO.

Aguilera, U. 2006. El Valor Económico del Medio Ambiente Ecosistemas. Asociación Española de Ecología Terrestre Alicante, España. Mayo-septiembre, XV (002): 1-6.

Aguirre Muñoz, A., Mendoza Alfaro, R. (autores principales). 2009. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía. En: Pp. 277-318. *Capital natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. Conabio, México,

Alcántara Pineda, P. M. 2017. Determinación geográfica y estimación de la abundancia relativa de una especie exótica e invasora en el Pedregal de San Ángel, Distrito Federal, México. Tesis de Licenciatura en Geografía, Facultad de Filosofía y Letras, UNAM. 87 p.

Antonio-Garcés, J., Peña, M., Cano-Santana, Z., Villeda, M., Orozco-Segovia, A. 2009. Cambios en la estructura de la vegetación derivados de acciones de restauración ecológica en las Zonas de Amortiguamiento Biológicas y Vivero Alto. En: Pp. 465-481. A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.), *Biodiversidad del Pedregal de San Ángel*. UNAM, Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y Coordinación de la Investigación Científica, D.F. México.

Antunes-Santana, O. 2008. Levantamento das espécies exóticas arbóreas e seu impacto nas espécies nativas em áreas adjacentes a depósitos de resíduos domiciliares. *Biotemas* 21 (4): 29-38.

Ayala, H. M. M. 2006. Patrones de diversidad y distribución del género *Manfreda* Salisb. Agavaceae. Licenciatura en Biología, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM. 86 p.

Barchuk, A. H., Díaz, M. P. 2000. Vigor de crecimiento y supervivencia de plantaciones de *Aspidosperma quebracho-blanco* y de *Prosopis chilensis* en el Chaco árido. *Quebracho* 8: 17-29.

Bauidh, K., Singh, K., Singh, B., Singh, R. P. 2015. *Ricinus communis*: a robust plant for bioenergy and phytoremediation of toxic metals from contaminated soil. *Ecological Engineering* 84: 640-652.

Begon, M., Harper, J. L., Townsend, C. R. 1995. *Ecología*. Editorial Omega, Barcelona.

Begon, M., Mortimer, M. 1986. *Population ecology* (2nd Edn). Blackwell, Oxford.

Bewley, J.D. 1997. Seed germination and dormancy. *Plant Cell* 9, 1055-1066.

Canham, C. D., Uriarte, M. 2006. Analysis of neighborhood dynamics of forest ecosystems using likelihood methods and modeling. *Ecological Applications* 16: 62-73.

Bradley, J. M., Wang, M. L., Morse, S. A. 2011. *Ricinus*. In: Pp. 251-260. Kole, C. (ed.), *Wild Crop Relatives: Genomic and Breeding Resources*, Oilseeds, Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

Búrquez, A., Eguiarte L. E., Martínez del Río, C. 1994. Polinización en el Pedregal de San Ángel, México: *Manfreda brachystachya* y *Mirabilis jalapa*. En: Pp. 283-291. A. Rojo (Comp.), *Reserva Ecológica "El Pedregal de San Ángel", ecología, historia natural y manejo*. UNAM, D.F. México.

Cano-Santana, Z., Pisanty, I., Segura, S., Mendoza-Hernández, P. E., León-Rico, R., Soberón, J., Tovar, E., Martínez-Romero, E., Del Carmen Ruiz, L., Martínez. A. 2006. *Ecología, conservación, restauración y manejo de las áreas naturales y protegidas del Pedregal del Xitle*. En: Pp. 203-226, Oyama, K. y A. Castillo (coords.). *Manejo, conservación y restauración de los recursos naturales en México. Perspectiva desde la investigación científica*. Universidad Nacional Autónoma de México y Siglo XXI, México.

Carmona-Galindo, V. D., Hinton-Hardin, D., Kagihara, J., Pascua, M. R. T. 2013. Assessing the Impact of Invasive Species Management Strategies on the Population Dynamics of Castor bean (*Ricinus communis* L., Euphorbiaceae) at Two Southern California Coastal Habitats. *Natural Areas Journal* Volume 33 (2): 222-226.

Castillejos-Cruz, C. 2009. Sistemática del Género *Manfreda* Salisb. (Agavaceae). Tesis de Doctorado en Ciencias, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo, Edo. de México, México. 328 p.

Castillo-Argüero, S., Martínez-Orea, Y., Meave, J. A., Hernández-Apolinar, M., Núñez-Castillo, O., Santibáñez-Andrade, G., Guadarrama-Chávez, P. 2009. Flora: susceptibilidad de la comunidad a la invasión de malezas nativas y exóticas. En: Pp. 107-133. A. Lot, Z. Cano-Santana (eds.) *Biodiversidad del Pedregal de San Ángel*. UNAM, Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y Coordinación de la Investigación Científica, D.F. México.

Castillo-Reyes, F., Sánchez-Chaparro, J. D., Rangel-Estrada, S. E., Canul, K. J. 2014. Efecto de microorganismos en la promoción de la germinación de semillas de la cactácea *Echinocactus platyacanthus* Link & Otto. *Interciencia* 39 (12): 863-867

Castro-Lara, D., Bye-Boettler, R., Basurto-Peña, F., Mera-Ovando, L. M., Rodríguez-Servín, J., Álvarez-Vega, J., Morales de León, J., Caballero-Roque. 2014. Revalorización, conservación y promoción de quelites: Una tarea conjunta. *AP-Agroproductividad* 7(1): 8-12.

CDB (Convention on Biological Diversity). 2005. Handbook of the Convention on Biological Diversity. En: Bullock, J. M., Clear Hill, B., Silvertown, J. 1994. Demography of *Cirsium vulgare* in a grazing experiment. *Journal of Ecology* 82: 101–111.

Cheema, N. M., Fayyaz-ul-Hassan, Qadir, G., Rafique, M. Z. 2008. Effect of moisture and temperatre disparity on germination rate index of *Ricinus communis*. Pakistan J. Agric. Res. 20 (3-4): 167-172.

CONABIO (Consejo Nacional para el Conocimiento y uso de la biodiversidad)-SEDEMA (Secretaría del medio Ambiente del distrito federal). 2016. *La Biodiversidad de la Ciudad de México*. Vol. I-IV. CONABIO-SEDEMA, México.

Contu, S. 2012. *Crotalaria pumila*. The IUCN Red List of Threatened Species 2012: <http://www.iucnredlist.org/details/19891771/0>. Fecha de última revisión, 10 de octubre del 2107.

Córdoba, G. O. J. 2012. Comportamiento ecofisiológico de variedades de higuierilla (*Ricinus communis* L.) para la producción sostenible de aceite y biodiesel en diferentes agroecosistemas colombianos. Tesis de Doctor en Ciencias Agropecuarias, Facultad de Ciencias Agrarias, UN. Medellín, Colombia.

Cortés, Á. J. P., Oyola, K. J. D. 2008. Análisis del ciclo de vida para la producción de biodiesel a partir de aceite de higuierilla y etanol. Technology 99: 6587-6601.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R., Sutton, P., van den Belt, M. 1997. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. Nature 387: 253-260.

Cox, D. R. 1972. Regression models and life-tables. Journal of the Royal Statistical Society, Series B, 34: 180-202.

Cronk, Q. C. B., Fuller, J. L. 1995. Plant invaders. The threat to natural ecosystems. WWF, UNESCO and Kew Gardens. Chapman & Hall. Londres. 241 p.

De la Lanza-Espino, G., Ruiz-Luna, A., Fuentes, P., Camacho, V., Blanco, M., Zamorano, P., López, A., Robles, E., Ortiz, M. A., Penié, I., Arroyo, R. 2013. Propuesta metodológica para la valoración económica en sistemas costeros de México. Investigación ambiental Ciencia y política pública 5(1): 7-32.

Del Vitto, E. M., Petenattiy, M., Petenatt, E. 1998. Recursos herbolarios de San Luis (Argentina). Segunda parte: plantas exóticas cultivadas, adventicias y/o naturalizadas. *Multequina* 7: 29-48.

Dieckmann, U., Law, R., Metz, J. A. 2000. The geometry of ecological interactions: simplifying spatial complexity. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.

Eguiarte, F. L. E. 1983. Biología floral de *Manfreda brachystachya* (Cav.) Rose en el Pedregal de San Ángel, México, D.F. Tesis de Licenciatura en Biología. Facultad de Ciencias, UNAM. 72 p.

Eguiarte, L. E., Búrquez, A. 1987. Reproductive ecology of *Manfreda brachystachya*, an iteroparous species of Agavaceae. *The Southwestern Naturalis* 32 (2): 169-178.

Eguiarte, L. E., Búrquez, A. 1988. Reducción en la fecundidad en *Manfreda brachystachya* (Cav.) Rose, una agavácea polinizada por murciélagos: los riesgos de la especialización en la polinización. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 48: 147-149.

Escalona, S. M. 1975. Proyecto de una Agroindustria para el cultivo y beneficio de la higuera. Tesis (parte II). Ing. Químico Industrial, UNAM, México.

Espíndola-Castro, M. A. 1997. El ricino (*Ricinus communis*) como una alternativa en los sectores agropecuario e industrial. Tesis Ingeniería Agrícola, FES-Cuautitlán, UNAM. 105 p.

Fernández-Martínez, J. M., Velasco, L. 2012. Castor. En: Pp. 237-265. S. K. Gupta (ed.), *Technological Innovations in Major World Oil Crops, Volume 1: Breeding*. Springer Science & Business Media.

Foxcroft, L. C., Richardson, D. M., Rejmánek, M., Pyšek, P. 2010. Alien plant invasions in tropical and sub-tropical savannas: patterns, processes and prospects. *Biological Invasions* 12: 3913–3933.

Fréchet, M. 1927. Sur la loi de probabilité de l'écart maximum. Annales de la Société Polonaise de Mathématique, Cracovie 6: 93–116.

Galíndez, G., Ceccato, D., Malagrina, G., Pidal, B., Chilo, G., Bach, H., Fortunato, R., Ortega-Baes, P. 2016. Physical seed dormancy in native legume species of Argentina. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 51 (1): 73-78.

García-Gallo, A., de la Torre, W., Rodríguez, M. V. 2008. Especies vegetales consideradas invasoras de hábitats, en la Historia Natural de Canarias. Lazaroa 29: 49-67.

Garcillán, P., León de la Luz, J. L., Rebman, J. P., Delgadillo, J. 2013. Plantas no nativas naturalizadas de la península de Baja California, México. Botanical Sciences 91 (4): 461-475.

Gómez-Romero, M., Lindig-Cisneros, R. 2009. Emergencia de plántulas de *Lupinus elegans* Kunth y *Crotalaria pumila* Ort. (Fabaceae) de semillas sembradas a diferentes profundidades. Biológicas 11(1): 37-2.

González Garduño, C. T. 2008. La higuera (*Ricinus communis* L.), notas y usos de Elia Méndez Salazar. Tlahui-Medic. 25 (I/2008).

González-Zertuche, A. M. 1992. Métodos de análisis para el estudio de la germinación de *Manfreda brachystachya* (Cav.) Rose Fam. Amaryllidaceae. Tesis de Licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias, UNAM. 60 p.

González-Zertuche, A. M. L., Orozco-Segovia, A. 1996. Métodos de análisis de datos de la germinación de semillas, un ejemplo: *Manfreda brachystachya*. Boletín de la Sociedad Botánica de México 58: 37-52.

Gotelli, N. J., Colwell, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecology letters, 4(4): 379-391.

Halffter, G., Moreno, C. E. 2005. Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma. En: Pp. 5-18. G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff y A. Melic

(eds.) Sobre Diversidad Biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma. Monografías Tercer Milenio, Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza.

Hernández-Martínez, O., Quiroz-Flores, A., Ramírez-García, P., Lot, A. 2007. Paisaje lacustre: ecología de la vegetación acuática. En: Pp. 45-62. A. Lot (coord.) *Guía ilustrada de la Cantera Oriente. Caracterización ambiental e inventario biológico*. Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Coordinación de la Investigación Científica, UNAM, D.F. México.

IUCN (International Union for Conservation and Nature). 2014. <http://www.iucn.org/es/> fecha de la última consulta 14 de octubre del 2017.

Izaguirre, P. I. 2008. México, Arrecife Alacranes. En: Schüttler, E. y Karez, C.S. (eds.); *Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe*. Informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas. UNESCO, Montevideo.

Kammili, A., Jatothu, J. 2015. Differential longevity of castor (*Ricinus communis* L.) germplasm conserved under uncontrolled storage conditions across extended periods. *Journal of Crop Improvement* 29: 706–719.

Kaplan, E. L., Meier, P. 1958. Non-parametric estimation from incomplete observations. *Journal of the American Statistical Association* 53: 457–481.

Kermode, A. R., Bewley, J. D. 1989. Developing Seeds of *Ricinus communis* L., when detached and maintained in an atmosphere of high relative humidity, switch to a germinative mode without the requirement for complete desiccation. *Plant Physiol.* 90: 702-707.

Krebs, C. J. 1986. *Ecología*. Madrid. Ediciones Pirámide. 123 p.

Kruskal, W. H., Allen Wallis, W. 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association* 47 (260): 583–621.

Lindig-Cisneros, R., Lara-Cabrera, S. 2004. Effect of scarification and growing media on seed germination of *Crotalaria pumila* (Ort.). *Seed Science and Technology* 32 (1): 231-234.

López-Gómez, V., Jiménez-Cedillo, L. Y., Blanco-Becerril, M. Á., Cano-Santana, Z. 2009. Ecología de la comunidad de artrópodos asociada a *Muhlenbergia robusta* (Poaceae). En: Pp. 441-451, A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.) Biodiversidad del Pedregal de San Ángel. UNAM, Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y Coordinación de la Investigación Científica, D.F. México.

Lot, A., Pérez-Escobedo, M., Gil-Alarcón, G., Rodríguez-Palacios, S., Camarena, P. 2016. *La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Atlas de riesgos*. UNAM, ICyTDF, Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, DF, México. 2da. Ed. 52 p.

Marcolino de Assis, J. E., dos Santos-Fernandes, I. M., Santos, C. S., de Mesquita, L. X., Pereira, R. A., Borges-Maracajá, P., Soto-Blanco, B. 2011. Toxicity of castor bean (*Ricinus communis*) pollen to honeybees. *Agriculture, Ecosystems and Environmental* 141: 221-223.

Margalef, R. 1982. *Ecología*. 4 ed. España, Omega. 941 p.

Martínez, M. 1979. *Catálogo de nombres vulgares y científicos de plantas mexicanas*. Fondo de Cultura Económica. México, D.F.

Martins, V. F., Haddad, B., Semir, J. 2011. Responses of the invasive *Ricinus communis* seedlings to competition and light. *New Zealand Journal of Botany* 49: 263-279.

Meekins, J. F., McCarthy, B. C. 2002. Effect of population density on the demography of an invasive plant (*Alliaria petiolata*, Brassicaceae) population in a southeastern Ohio forest. *American Midland Naturalist* 147: 256-278.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2003. *Ecosystems and Human Well-being*. Island Press, Washington, DC, USA.

Miller Jr., R. G. 1983. What Price Kaplan-Meier? *Biometrics*: 1077-1081.

Nava-López, M., Jujnovsky, J., Salinas-Galicia, R., Álvarez-Sánchez, J., Almeida-Leñero, L. 2009. Servicios ecosistémicos. En: Pp. 51-60, A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.) *Biodiversidad del Pedregal de San Ángel*. UNAM, Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y Coordinación de la Investigación Científica, D.F. México.

Nebel, J. P., Porcile, J. M. 2006. La contaminación del bosque nativo por especies arbóreas y arbustivas exóticas. Departamento de bosque nativo, manejo y protección forestal. Uruguay. 27 pp.

Ochoa, G. O., Andrade, G. I. 2003. Flora introducida en el Santuario Histórico de Machu Picchu: Inventario y prioridades de manejo para la conservación de la biodiversidad. *Ecología en Bolivia* 38(2): 141-160.

Orozco, S. A., González, Z. L., García, A., Orozco. 1996. A mathematical model that uses Gaussian distribution to analyze the germination of *Manfreda brachystachya* (Agavaceae) in a thermogradient. *Physiologia Plantarum* 98: 431-438.

Orozco-Juárez, S., Cano-Santana, Z. 2007. El cuarto elemento y los seres vivos. *Ecología del fuego*. *Ciencias* 85: 4-12.

Orozco-Segovia, A., Gamboa de Buen, A., Barradas Miranda, V. L. 2009. La diversidad funcional del ecosistema. En: Pp. 295-316. A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.) *Biodiversidad del Pedregal de San Ángel*. UNAM, Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y Coordinación de la Investigación Científica, D.F. México. 203-211.

Pineda F. D. M., Suárez, Q. I. 2014. Estrategias y germinación en algunas especies de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, con fines de reintroducción a corto plazo. Informe Técnico de Estancias cortas del Programa Jóvenes hacia la Investigación Dirección General de Divulgación de la Ciencia, Universidad Nacional Autónoma de México. 39 p.

Ramírez-Hernández, E. 2015. Revisión taxonómica del género *Crotalaria* L. (leguminosae) para el estado de Guerrero, México. Tesis de Licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias, UNAM. 130 p.

Ramos-Mora, D. 1989. Determinación de la composición nutricional y toxicológica de los quelites: *Anoda cristata*, *Crotalaria pumila*, *Euphorbia graminea* y *Leucaena macrophylla*. Tesis de Biólogo, Facultad de Ciencias, UNAM. 120 p.

Ranz, A. I., Hierro, R. S. 2005. Análisis de la supervivencia en repoblaciones con *Quercus ilex* L. en la provincia de Ávila según diferentes métodos de preparación del suelo y empleo de protectores. En Congresos Forestales.

Rejmanek, M., Thomsen, C. D., Peters, I. D. 1991. Invasive vascular plants of California. En: Pp. 81-102, R. H. Groves, F. Di Castri (eds.). *Biogeography of Mediterranean Invasions*. Cambridge University Press, Cambridge, U. K.

Renison, D., Cingolani, A. M. 2002. Evaluación de la supervivencia y crecimiento de plantines de *Polylepis australis* (Rosaceae) para la elección de plantas semilleras. *Agriscientia*, 19: 63-66.

Ribeiro, P. R., Gonzaga-Fernández, L., Delmondez de Castro, R., Ligterink, W., Hilhorst, H. W. M. 2014. Physiological and biochemical responses of *Ricinus communis* seedlings to different temperatures: a metabolomics approach. *BMC Plant Biology* 14: 223.

Ricklefs, R. E. 1990. *Ecology*. 3rd ed. W. H. Freeman and Company, New York. 896 p.

Rico, P. H. R., Tapia, V. L. M., Teniente, O. R., González, Á. A., Hernández, M. M., Solís, B. J. L., Zamarripa, C. A. 2011. Guía para cultivar higuierilla (*Ricinus communis* L.) en Michoacán. Folleto Técnico Núm. 1. INIFAPCIRPAC Campo Experimental Valle de Apatzingán.

Rodríguez, A., Carrillo-Reyes, P., Castro-Castro, A. 2008. Nota sobre la distribución geográfica y morfología de *Manfreda involuta* (Agavacea). *Acta Botánica Mexicana* 84: 17-23.

Rodríguez, S. C., Campos, R. R., Urías, A. M., Martínez, J. S., Nogales, G. 2005. Pruebas de germinación de dos leguminosas herbáceas con potencial para rehabilitar bancos de minería a cielo abierto. *Avances en la investigación científica en Cuba* 517.

Rojo, A. (comp.). 1994. Reserva Ecológica "El Pedregal de San Ángel", ecología, historia natural y manejo. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 410 p.

Rojo, A. y Rodríguez, J. 2002. *La flora del Pedregal de San Ángel*. SEMARNAT, INE, México, D.F. 84 p.

Rukhsar, M. P., Patel, D. J., Parmar, A. D., Kalola, S., Kumar. 2017. Morphological and molecular diversity patterns in castor germplasm accessions. *Industrial Crops and Products* 97: 316-323.

Rzedowski, J. 1998. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. En: Pp. 129-145. T. P., Ramamoorthy, R., Bye, A., Lot, J., Fa (eds.) *Diversidad biológica de México: orígenes y distribución*. Instituto de Biología, UNAM, México.

Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. 1era. *Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad*. México. 504 p.

Rzedowski, J., Rzedowski, G. 1990. Nota sobre el elemento africano en la flora adventicia de México. *Acta Botánica Mexicana* 12: 21-24.

Rzedowski, G. C. de, Rzedowski, J. 2005. *Flora fanerogámica del Valle de México*. 2a. ed., 1a reimp., Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Pátzcuaro (Michoacán), 1406 p.

Salazar-Sánchez, L. M., Rosales-Serna, R., Jiménez-Ocampo, R., Ríos-Saucedo, J. C., Breton-Vázquez, B. A. 2014. Rendimientos de la higuerrilla (*Ricinus communis*) cultivada en dos densidades de población en Durango, México. *Agrofaz* 14(1): 129-135.

Salihu, B. Z., Gana, A. K., Apuyor, B. O. 2014. Castor Oil Plant (*Ricinus communis* L.): Botany, Ecology and Uses. *International Journal of Science and Research* 3 (5): 1333-1341.

Segura-Burciaga, S. 2009. Introducción de especies: la invasión y el control de *Eucalyptus resinifera*. En: Pp. 533-538, A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.) *Biodiversidad del Pedregal de San Ángel*. UNAM, Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y Coordinación de la Investigación Científica, D.F. México.

Sepúlveda-Jiménez, G., Porta-Ducoing, H., Rocha-Sosa, M. 2003. La Participación de los Metabolitos Secundarios en la Defensa de las Plantas. *Revista Mexicana de Fitopatología* 21(3): 355-363.

SEREPSA (Secretaría Ejecutiva de la Reserva Ecológica Pedregal de San Ángel). 2008. *Manual de procedimientos del Programa de Adopción de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (PROREPSA)*. Secretaría Ejecutiva REPSA, Coordinación de la Investigación Científica, UNAM, México, D.F. 107 p.

Severino, L. S., Auld, D. L. 2013. A framework for the study of the growth and development of castor plant. *Industrial Crops and Products* 46: 25-38.

Sher, A. A., Hyatt, L. A. 1999. The disturbed resource - flux invasion matrix. A new framework for patterns of plant invasion. *Greater New England Symposium on the Ecology of Invasive Species*. New England Usa. 10 p.

Sigala-Rodríguez, J. Á., González Tagle, M. A., Prieto Ruíz, J. Á. 2015. Supervivencia en plantaciones de *Pinus pseudostrobus* Lindl. en función del sistema de producción y preacondicionamiento en vivero. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 6 (30): 20-31.

SMAGDF (Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal). 2012. *Conservación y uso sustentable de la Biodiversidad del Distrito Federal*. Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal, México D. F. 90 p.

Soto-Estrada, C. 2004. Fabaceae. Tribu Crotalarieae. En: Dávila A., P. D., J. L. Villaseñor R., R. Medina L. y O. Téllez V. (eds.). *Flora del Valle de Tehuacán-Cuicatlán*. Fascículo 40. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.

Sourakov, A. 2015. You are what you eat: native versus exotic *Crotalaria* species (Fabaceae) as host plants of the Ornate Bella Moth, *Utetheisa ornatrix* (Lepidoptera: Erebidae: Arctiinae). *Journal of Natural History* 49(39-40): 2397-2415.

Utzet i Civit, F. 1992. Some applications of the bootstrap to survival analysis. *Anuario de psicología/The UB Journal of psychology* (55): 155-168.

Valiente-Banuet, A., De Luna, G. E. 1990. Una lista florística actualizada para la Reserva del Pedregal de San Ángel, México, D. F. *Acta Botánica Mexicana* 9: 13-30.

Valencia-Díaz, S., Flores-Morales, A., Flores-Palacios, A., Perea-Arango, I. 2015. How does the presence of endosperm affect seed size and germination? *Botanical Sciences* 93(4): 783-789.

Vidal, M. C., Ramírez, N. 2005. Especificidad y nicho de polinización de especies de plantas de un bosque deciduo secundario. *Ecotropicos* 18(2): 73-88.

Vilà, M., Espinar, J. L., Hejda, M., Hulme, P. E., Jarošík, V., Maron, J. L., ... & Pyšek, P. 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology letters* 14(7): 702-708.

Villaseñor, R. J. L., Espinosa, F. J. 1998. *Catálogo de malezas de México*. UNAM. Consejo Nacional Consultivo Fitosanitario. Fondo de Cultura Económica. México.

Villaseñor, J.L., Espinosa-García, F. J. 2004. The alien flowering plants of Mexico. *Diversity and Distributions*10: 113-123.

Weibull, W. 1951. Wide applicability. *Journal of Applied Mechanics* 103: 293-297.

Zambrano, L., Rodríguez-Palacios, S., Pérez-Escobedo, M., Gil-Alarcón, G. Camarena P., Lot, A. 2016. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: *Atlas de riesgos*. 2da edición. Secretaría Ejecutiva de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, UNAM. 52 p.

Zapanta, P. E., Ghorab, S. 2014. Age of Bioterrorism: Are You Prepared? Review of Bioweapons and Their Clinical Presentation for Otolaryngologists. *Otolaryngology– Head and Neck Surgery* 151(2): 208–214.

Capítulo II.

Modelos matriciales de crecimiento de *Crotalaria pumila*, especie nativa y *Ricinus communis*, especie invasora, dentro de una zona sujeta a restauración de la REPSA.

RESUMEN

El manejo de especies invasoras en ecosistemas naturales debe estar fundamentado con base en observaciones sobre el ciclo de vida de las mismas. En el caso particular de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, existen numerosas especies vegetales que, dada la perturbación antropogénica, están invadiendo este hábitat y pueden afectar a las especies nativas. Tal es el caso de la especie invasora *Ricinus communis* que crece en este hábitat y en el que se seleccionó a una especie nativa, *Crotalaria pumila*, que presenta un comportamiento arvense y se ve favorecida por condiciones de disturbio. El presente capítulo tuvo como objetivo establecer el modelo matricial de la dinámica poblacional de ambas especies en donde previamente (capítulo anterior) se obtuvieron los valores de distintos parámetros que componen el ciclo de vida de las mismas en dos escenarios (sitios sin perturbación y sitios perturbados). De este modo, para *C. pumila*, la construcción del modelo tuvo cuatro estadios y cinco para *R. communis*, dando como resultado una matriz de 4 x 4 y una de 5 x 5 respectivamente para cada tratamiento. Con las tasas de crecimiento, fueron proyectadas en el tiempo y se calcularon las sensibilidades y elasticidades para, posteriormente simular perturbaciones en las clases donde se hayan presentado los mayores valores de las mismas. Con ello se promovió el crecimiento poblacional y modeló la transición más vulnerable para disminuirlas.

Para *C. pumila*, la tasa de crecimiento anual en un sitio conservado fue de 1.0051; con la proyección se observó que la población casi se encuentra en una estabilidad mientras que en un sitio perturbado aumentó a 1.1954. En la proyección del modelo, la población creció estabilizándose en un periodo cercano

a los 40 años; el análisis de sensibilidad en ambos tratamientos indicó que la población tiene que llegar a la etapa reproductiva. Así mismo, la elasticidad en el tratamiento conservado debe favorecer la probabilidad de que los adultos fértiles se reproduzcan y formen el banco de semillas, mientras que en el tratamiento perturbado se da cuando los juveniles llegan a la clase adulta y se puedan reproducir.

En el caso de *R. communis*, la tasa de crecimiento anual en el tratamiento conservado fue de 0.6 debido a que las condiciones de poca iluminación y muy poca disponibilidad de sustrato, no permitieron que las plantas llegaran al estado reproductivo. Con la proyección se observó que la población tiende a la extinción mientras que, en las condiciones de perturbación, la tasa de crecimiento fue de 2.1838 y en la proyección la población crece de forma exponencial. Es por lo que, para el tratamiento conservado, la mayor sensibilidad y la mayor elasticidad se encontraron en la etapa adulta, lo que significa que es en ésta donde la población tiene que reproducirse para estabilizarla y garantizar su crecimiento en el tiempo. En el tratamiento perturbado, la sensibilidad mostró que la población es más susceptible a la transición de tamaño previo al paso a la etapa reproductiva dado que en este caso particular, un fenómeno de helada afectó a los individuos antes que alcanzaran una talla reproductiva.

Finalmente, se manejaron escenarios modificando los valores de sensibilidad y elasticidad dando como resultado que para *C. pumila*, el banco de semillas debe aumentarse al menos al doble en los sitios conservados para que se garantice un incremento en λ y en los perturbados es la probabilidad de la germinación lo que aumentaría de manera muy elevada a los individuos de esta especie lo que le permitiría reservar un banco de germoplasma para restauración. En el ricino, el mejor escenario que tendería a erradicar a esta especie se dio impidiendo que las plantas pasen al tamaño o categoría pre-reproductiva.

Palabras clave: sensibilidad, elasticidad, tasa de crecimiento, proyecciones poblacionales.

INTRODUCCION

Las especies exóticas o invasivas se establecen fuera de sus hábitats naturales y han sido trasladadas fuera de su hábitat original por diversos motivos (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2009); éstas desplazan a las especies nativas por competencia directa, depredación, transmisión de enfermedades tanto para la flora y fauna, así como para el ser humano, ya que modifican el hábitat, las cadenas tróficas, las condiciones biofísicas y alteran la vulnerabilidad a incendios (Izaguirre, 2008; Aber *et al.*, 2012).

Dentro del ecosistema resguardado por la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), existen diversas especies exóticas las cuales desplazan y afectan la dinámica del ecosistema (Castillo-Argüero, *et al.* 2007; Rojo, 1994). De acuerdo a la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel existen 60 plantas exóticas dentro del ecosistema (<http://www.repsa.unam.mx>). Segura-Burciaga (2009) reconoció que habitan dos especies exóticas ruderales provenientes de África: *Ricinus communis* L. y *Leonotis nepetaefolia* (L.) R. Brown. La primera de ellas es la especie bajo investigación con la que, se pueden utilizar estudios de modelo matricial de crecimiento poblacional para poder simular escenarios con datos de campo y con ello, diagnosticar un manejo y estudiar el impacto para establecer una forma de revertir estos procesos de deterioro del ecosistema.

Los modelos demográficos son proyecciones del comportamiento poblacional de las especies y son utilizados como una herramienta eficaz para poder comparar sus ciclos de vida y coexistencia. Por lo general, los modelos se enfocan en especies en peligro de extinción, sin embargo, se aplican al manejo de especies invasoras y a la producción (Crone *et al.*, 2011). Los modelos demográficos se basan en parámetros que forman las etapas de la vida de una especie y los valores de dichos parámetros deberán ser cálculos precisos observados de la población.

Los análisis demográficos exploran las tasas de crecimiento de la población y las respuestas en las tasas vitales (supervivencia, crecimiento, desarrollo,

reproducción, etc.). Estos análisis se utilizan de dos formas: prospectivos en los cuales se investigan la dependencia en las tasas vitales por medio de la sensibilidad (impacto de las variaciones, o los parámetros más sensibles en una proyección poblacional que parte de su distribución estadística) y de la elasticidad (que cuantifica el cambio proporcional esperado en las tasas de crecimiento como resultado de un cambio en cada parámetro demográfico), y predicen los cambios de las perturbaciones en las tasa vitales. Por otra parte, los análisis retrospectivos predicen las respuestas y sus variaciones en las historias de vida en función de la tasa de crecimiento poblacional (λ) (Caswell, 2000). Regularmente estos parámetros se usan en la conservación de especies en peligro, el control de plagas o especies invasoras y las cosechas sostenibles en la agricultura (Caswell, 2008; Crone *et al.*, 2011; Picó, 2002).

Los estudios demográficos de especies anuales son escasos debido a su pequeña contribución de biomasa; asimismo, su análisis demográfico es complicado debido a las escalas de tiempo involucradas en sus ciclos de vida. Dentro de estos ciclos se envuelven diversos procesos vitales como la reproducción, latencia, germinación, crecimiento y desarrollo en un año. Por lo general cuentan con dos escalas de tiempo dentro del año (vegetativa y reproductiva) y las etapas del ciclo de vida están ligadas a dichas escalas (Canales *et al.*, 1994; Caswell, 2001). Se pueden perturbar los elementos más importantes en la matriz, la sensibilidad y la elasticidad y contemplar los cambios en las tasas vitales de las entradas a λ (Caswell, 1996, 2001). En un análisis de sensibilidad: se perturba un elemento de la matriz y los demás se dejan constantes y se ve su efecto en la tasa asintótica de crecimiento. En un análisis de elasticidad se perturban proporcionalmente todos los elementos de la matriz y se ve su efecto en la tasa de crecimiento (λ).

OBJETIVO GENERAL

- Establecer el modelo de dinámica poblacional para una especie nativa *Crotalaria pumila* y una invasora *Ricinus communis* en dos sitios de crecimiento en un pedregal sujeto a restauración ecológica dentro de la Ciudad Universitaria de la UNAM, CDMX.

3.1. Objetivos específicos

- a) Establecer las clases que corresponden a las diferentes etapas del ciclo de vida de las dos especies seleccionadas.
- b) Evaluar las tasas de crecimiento de ambas especies y realizar la proyección de las especies.
- c) Proyectar los escenarios de los análisis de sensibilidad y elasticidad para conocer la proyección poblacional.

3.2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

3.2.1. Dinámica poblacional

Es el estudio de los cambios de las poblaciones naturales en su densidad o tamaño (Vargas y Rodríguez, 2008), siendo la tasa de crecimiento el número de individuos que se tendrá en un tiempo dado. La mortalidad afecta la densidad de la población, especialmente en poblaciones donde la expectativa de vida excede la edad reproductiva. Con los datos de la estructura de las edades en las poblaciones, se pueden crear curvas de la distribución espacial que puede ser al azar, agrupada y regular en los ciclos de vida. Estos patrones de distribución permiten predecir cambios en la población (Curtis *et al.*, 2008).

3.2.2. Modelos matriciales de poblaciones

Los modelos matriciales de poblaciones y la dinámica de poblaciones se refieren a los valores de los ciclos vitales: la supervivencia, la reproducción y los estadios (chico o grande, larva o adulto, etc.) y pueden ser predichos a lo largo del tiempo con estos modelos (Caswell y Fujiwara, 2004). Estas predicciones utilizan la matriz de clasificación de edad (Leslie, 1945) o bien el modelo de clasificación de fases (Lefkovitch, 1965), los cuales están basados en las historias de vida y evalúan el comportamiento en equilibrio: si la tasa de crecimiento (λ) $\lambda_1 > 1$, la población aumenta; en tanto, cuando $\lambda_1 < 1$, la población tiende a la extinción como se muestra en la figura 19 (Caswell, 2001).

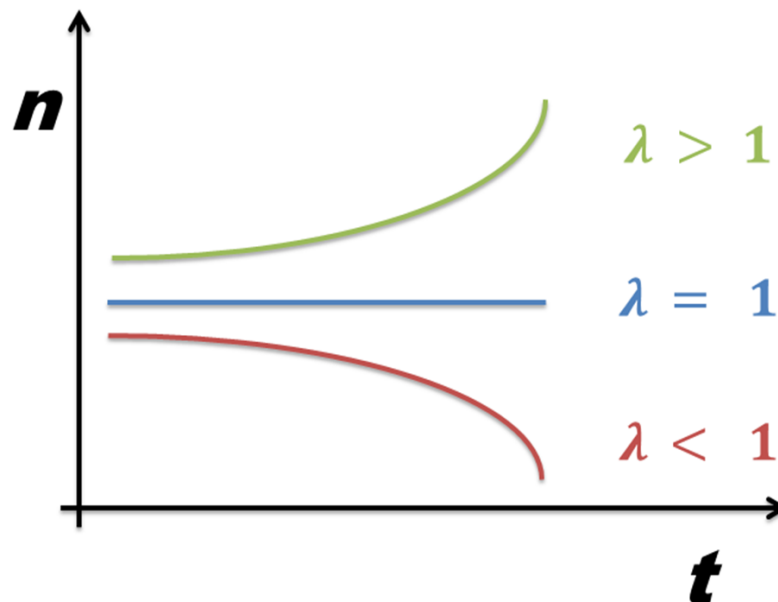


Figura 19. Estructura estable del crecimiento poblacional (λ) dependiendo el valor del autovalor dominante (n) y el crecimiento en el tiempo (t). Imagen elaborada a partir de Caswell (1989).

3.2.3. Construcción del modelo matricial

Los modelos matriciales de análisis asintótico producen una serie de informaciones en ecología aplicada; el crecimiento asintótico de la tasa de crecimiento (λ) permite tener una evaluación precisa para la toma de decisiones para el control de una especie invasora, la cosecha o la reintroducción de una especie en declive (Bullock *et al.*, 1994; Ezard *et al.*, 2010). En combinación con la regresión en las perturbaciones de λ en el cálculo de la sensibilidad y elasticidad se pueden predecir las perturbaciones en la dinámica transitoria de las tasas vitales a largo y corto plazo (Caswell, 1978; 2007).

La construcción de los modelos matriciales necesita la elección de las variables denominadas del estado i , donde se engloba toda la información de la historia de vida para predecir el futuro del individuo. Por lo general, el estado i representa las edades y/o etapas del individuo en los modelos (Caswell, 2001; 2012; Gonze, 2015; Hartshorn, 1975; Leslie, 1945; Montshiwa, 2007); la clase i se denota por $i - 1 \leq x \leq i$ ó $i = 1, \dots, w$, donde se expresa en:

$$\mathbf{n}(t + 1) = \mathbf{A}\mathbf{n}(t),$$

donde $\mathbf{n}(t)$ es un vector de la población con varios elementos $n_1(t), n_2(t), \dots$, constituyendo el número de individuos en cada clase en el tiempo; $\mathbf{n}(t + 1)$ representa el vector de la población en las próximas clases y \mathbf{A} es la dimensión de la matriz $n \times n$.

Por lo anterior, la construcción de la matriz se puede caracterizar con una matriz \mathbf{A} de dimensión de $n \times n$. Por ejemplo, en el caso de 4×4 se describe la dinámica de población de una especie donde se pueden anotar procesos de crecimiento y de retrogresión (figura 20).

Matriz A

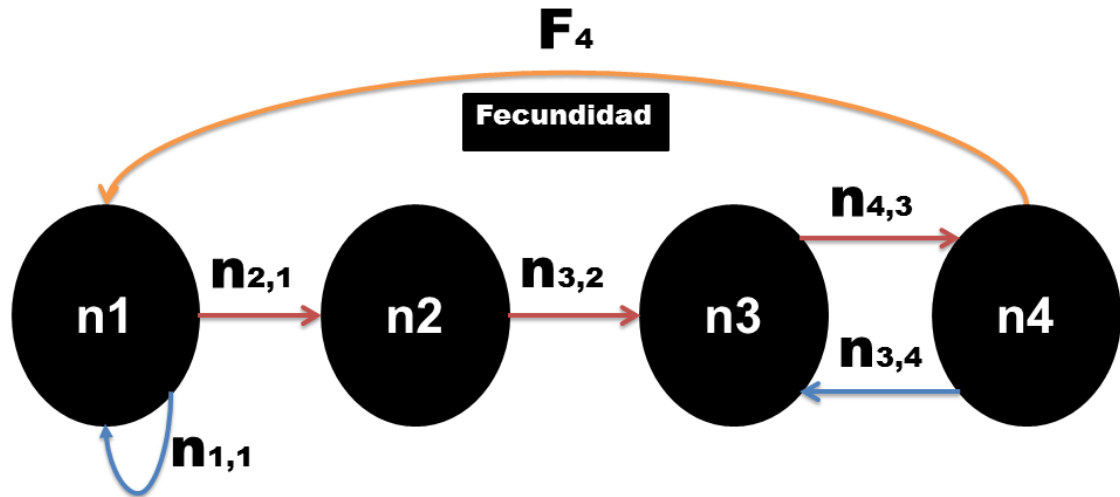


Figura 20. Grafo de la matriz **A**, donde el n_1 tiene un paso a la siguiente clase n_2 o permanece en banco de semillas (flecha azul); el n_2 tiene un paso a la clase n_3 , por último, ésta última tiene un paso a la clase n_4 donde se reproduce (fecundidad, F_4) y se regresa a la clase n_1 o retrocede a la clase anterior.

3.2.4. Proyección simple

Los modelos de proyección son simples de interpretar dado que empiezan de una población originaria en n_0 , calculando las entradas en An_0 , tomando en cuenta las variaciones en $n(t)$, repitiendo el cálculo de las entradas hasta el tiempo deseado. En las primeras etapas de tiempo, el número de individuos presenta una fluctuación irregular en la escala de tiempo (figura 21); sin embargo, dichas fluctuaciones llegan a valores constantes en periodos de tiempo mayores lo cual indica una población estable en el ciclo de vida (Caswell, 2001).

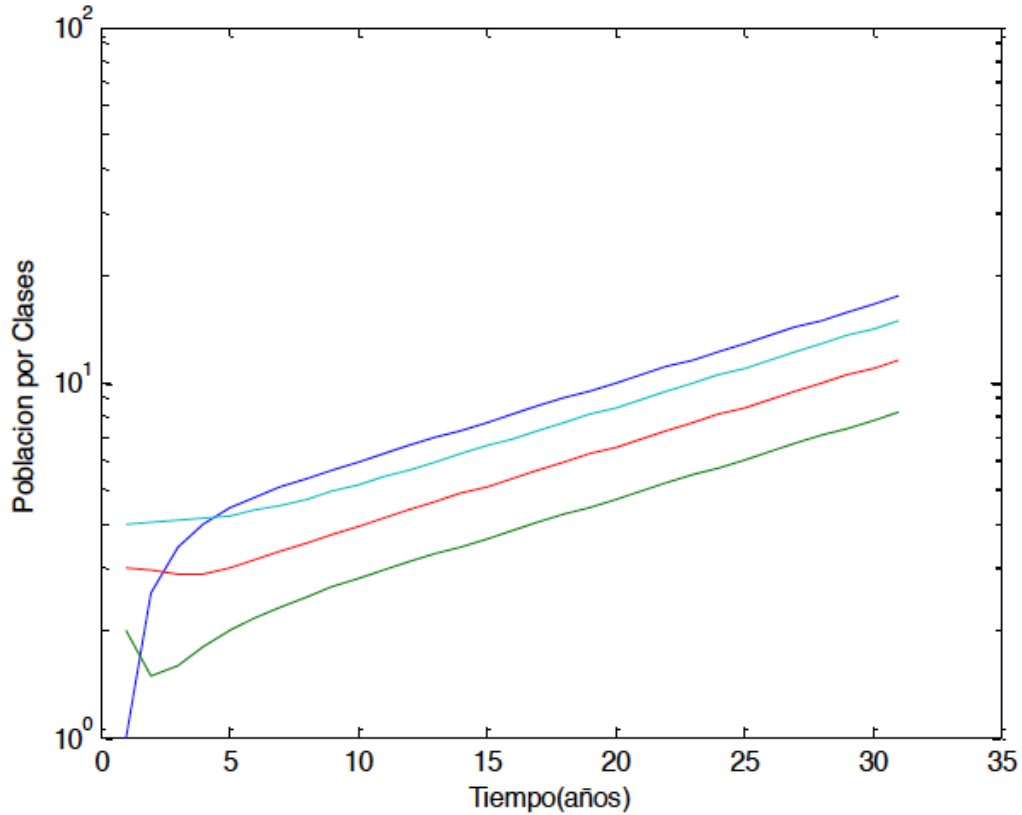


Figura 21. Grafico hipotético de la proyección de una especie en el tiempo hasta llegar a la estructura estable.

3.2.5. Análisis de sensibilidad

En la sensibilidad lo que se hace es perturbar un elemento de la matriz manteniendo constantes todos los demás elementos. La sensibilidad, S , se puede definir como la perturbación en la probabilidad de deceso en proporción al valor reproductivo. Esto requiere la medición de los efectos en cada una de las tasas vitales ($\partial\lambda$) en cada clase definida por i en el tiempo j , las cuales están dadas por los vectores izquierdo y derecho, V y W en la clase i y el tiempo j respectivamente

(Caswell, 1996, 2000; 2001; Verdy y Caswell 2008; Caswell y Shyu, 2012) y se denotan por:

$$S_{ij} = \frac{\partial \lambda}{\partial a_{ij}} = v_i * w_j$$

3.2.6. Análisis de elasticidad

En el análisis de elasticidad, se perturban todos los elementos de la matriz de forma proporcional. En realidad, la elasticidad es una sensibilidad escalada en forma logarítmica (Caswell, 2007; Silvertown *et al.*, 1996; Verdy y Caswell 2008). La elasticidad de los elementos de la matriz tiene la propiedad de que, si sumamos los valores a lo largo de toda la matriz, la suma es igual a 1:

$$e_{ij} = \frac{\partial \lambda}{\partial a_{ij}} * \frac{a_{ij}}{\lambda}$$

$$e_{ij} = \frac{\partial \log \lambda}{\partial \log a_{ij}} = \frac{\partial \lambda}{\lambda \partial a_{ij}} * \frac{a_{ij}}{\lambda}$$

$$\sum \sum e_{ij} = 1$$

3.3. MATERIALES Y METODOS

De las tres especies que se seleccionaron y dado que *Manfreda scabra* no presentó floración (Fig. 21), se establecieron modelos sólo para *C. pumila* y *R. communis* (Figs. 22 y 23). Se consideraron las fases que variaron en tiempo para cada especie y tratamiento. A continuación, se describe para cada especie el resultado de los análisis de sus ciclos de vida:

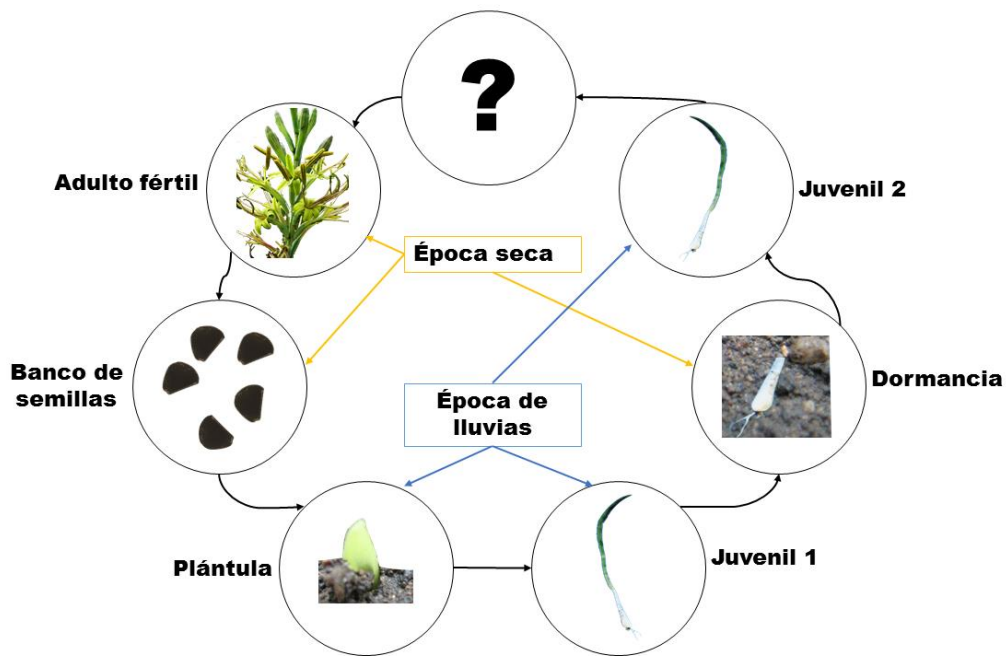


Figura 21. Etapas observadas del ciclo de vida de la especie nativa *Manfreda scabra* en el presente estudio. Se desconoce el número de ciclos anuales que requiere esta especie para llegar a adulto fértil. Elaboró: Tunal, 2017.

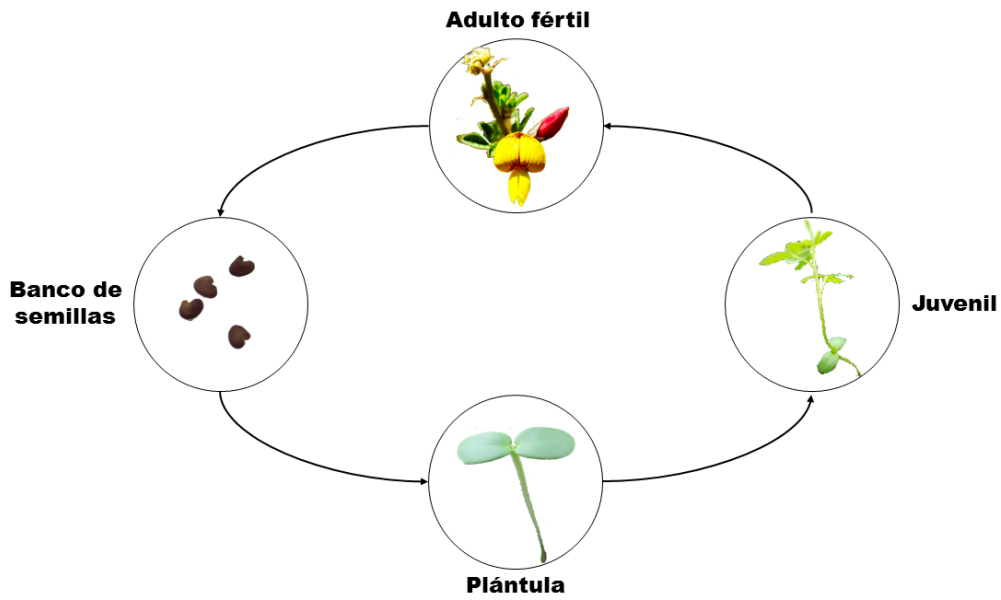


Figura 22. Ciclo de vida de la especie anual nativa *Crotalaria pumila* registrado en el presente estudio. Elaboró: Tunal, 2017.

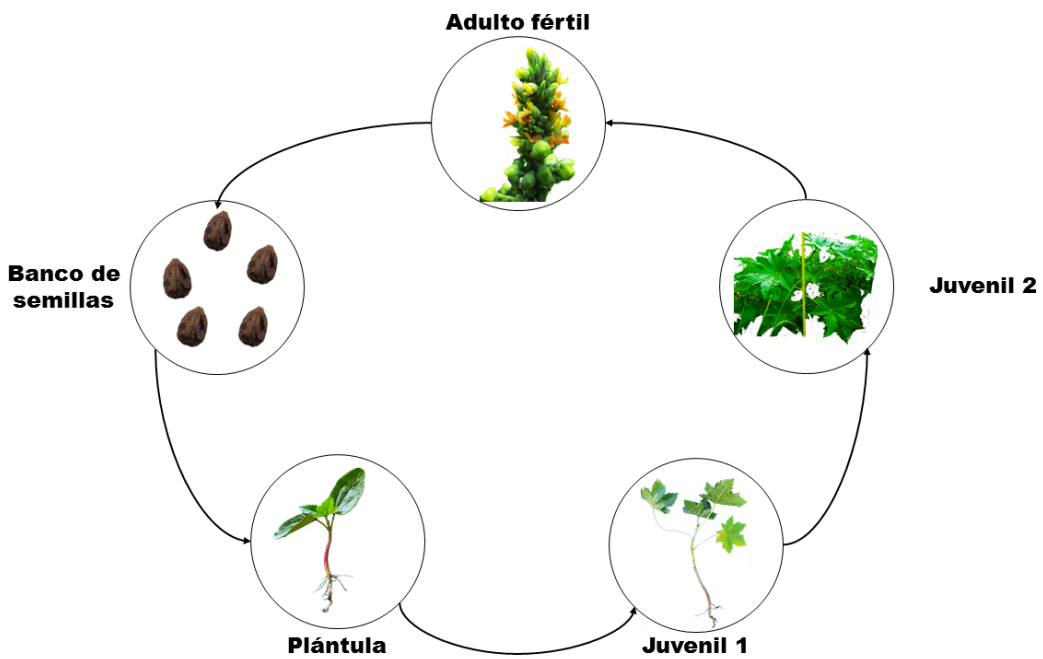


Figura 23. Ciclo de vida anual de la especie invasora *Ricinus communis* documentado en el presente estudio. Elaboró: Tunal, 2017.

Para la especie *C. pumila*, la construcción de los modelos basados en el ciclo de vida observado, se utilizaron dos matrices de 4 x 4 en ambos tratamientos (conservado y perturbado) en donde se consideraron para la construcción del modelo cuatro estadios (cuadro 18, figura 24). Para realizar el cálculo de la fecundidad, se utilizaron los valores de la germinación de las semillas producidas en esta primera generación que fue cuantificada quincenalmente posterior a la siembra, durante un periodo de dos meses.

La fecundidad se calculó de acuerdo con el número de plantas que se reprodujeron \times el número de semillas por planta reproductora \times la probabilidad de germinación (probabilidad de que las semillas lleguen a clase 1, plántula) \times el porcentaje de germinación ($= F_3 = \sigma_3 * f_{13}$).

Cuadro 18. Estadios del ciclo de vida de la especie nativa *Crotalaria pumila*.

Estadios de los en los tratamientos			
Estadios		Rango (altura en cm)	
Nombre de la clase		Sitio conservado	Sitio perturbado
Banco de semillas	Tamaño 1	Probabilidad de germinación	Probabilidad de germinación
Plántula	Tamaño 2 (Size 1)	0.1-13	0.1- 62
Juvenil	Tamaño 3 (Size 2)	< 13	< 62.1
Adulto fértil	Tamaño 4 (Size 3)	Plantas en floración	Plantas en floración

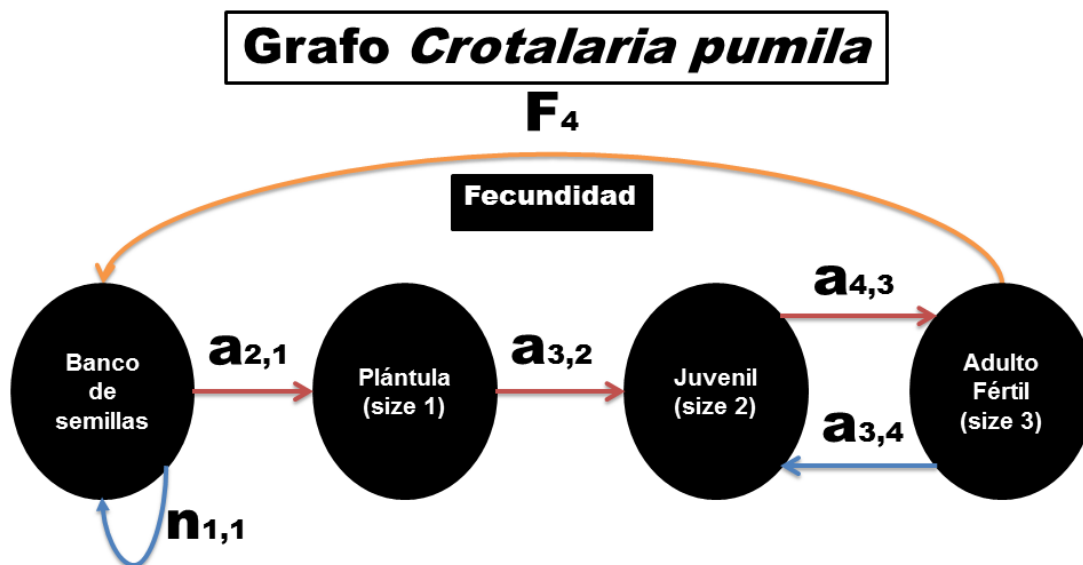


Figura 24. Gráficos de las transiciones en cada fase del ciclo de vida de la especie nativa *Crotalaria pumila* en los tratamientos sitio conservado y perturbado. Elaboró: Tunal, 2017.

a) Para el caso de *R. communis*, en ambos tratamientos (conservado y perturbado), para la construcción del modelo se utilizaron cinco estadios de acuerdo con su ciclo de vida (Cuadro 19, figura 25). La fecundidad sólo se evaluó en el sitio perturbado ya que, en el conservado, las plantas no llegaron a la floración (capítulo precedente).

Cuadro 19. Estadios del ciclo de vida de la especie invasora *Ricinus communis*.

Estadios		Rango (altura en cm)	
Nombre de la clase		Sitio conservado	Sitio perturbado
Banco de semillas	Tamaño 1	Probabilidad de germinación	Probabilidad de germinación
Semillas germinadas	Tamaño 2	Germinación	Germinación
Plántula	Tamaño 3 (Size 1)	0.5 – 20.5	0.5 – 27
Juvenil 1	Tamaño 4 (Size 2)	20.6 – 40	27.1 – 50
Juvenil 2	Tamaño 5 (Size 3)	40.1 – 86	50.1 – 220
Adulto fértil y no fértil	Tamaño 6 (Size 4)	< 86	< 220

Grafo *Ricinus communis*

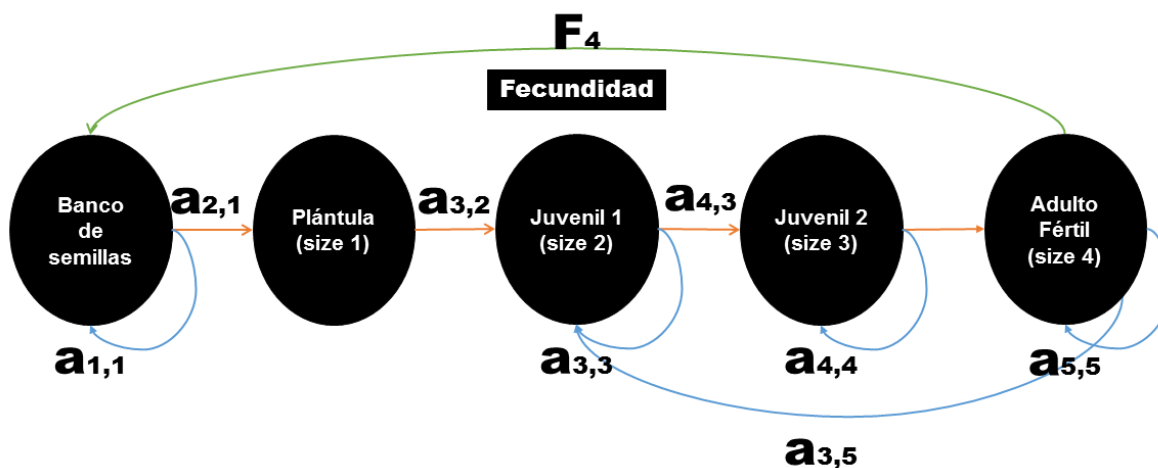


Figura 25. Gráficos donde se muestran las transiciones en cada fase de los ciclos de vida de la especie invasora *Ricinus communis* de acuerdo con el tratamiento perturbado.

Se realizaron cambios en los elementos centrales del estudio de sensibilidad y la elasticidad perturbando estos elementos en una proporción del 50 % mayor y menor observando la respuesta de la población para el caso de la especie nativa *C. pumila*. En el caso de la especie invasora *R. communis*, sólo se realizó la perturbación en la sensibilidad para disminuir la población.

3.4. RESULTADOS

3.4.1. *Crotalaria pumila*

La matriz resultante de los valores establecidos dentro del caso de *C. pumila*, para el **tratamiento conservado**, donde se utilizaron las clases antes descritas es la siguiente:

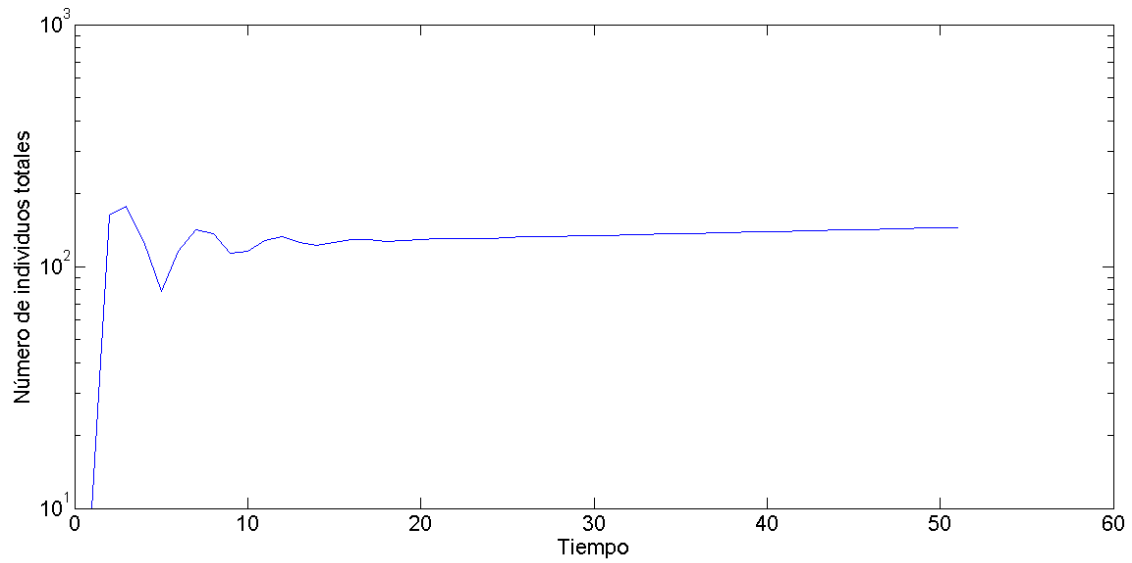
$$C_{pc} = \begin{bmatrix} 0.59 & 0 & 0 & 40.5 \\ 0.41 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.21 & 0 & 0.059 \\ 0 & 0 & 0.12 & 0 \end{bmatrix}$$

La tasa de crecimiento asintótico, $\lambda_{\max} = 1.0051$ es prácticamente 1 lo que está indicando que la población está en estado estacionario. Al tener autovalores complejos está indicando la existencia de fluctuaciones en el periodo transitorio antes de llegar al estado estacionario dominando por λ_{\max} .

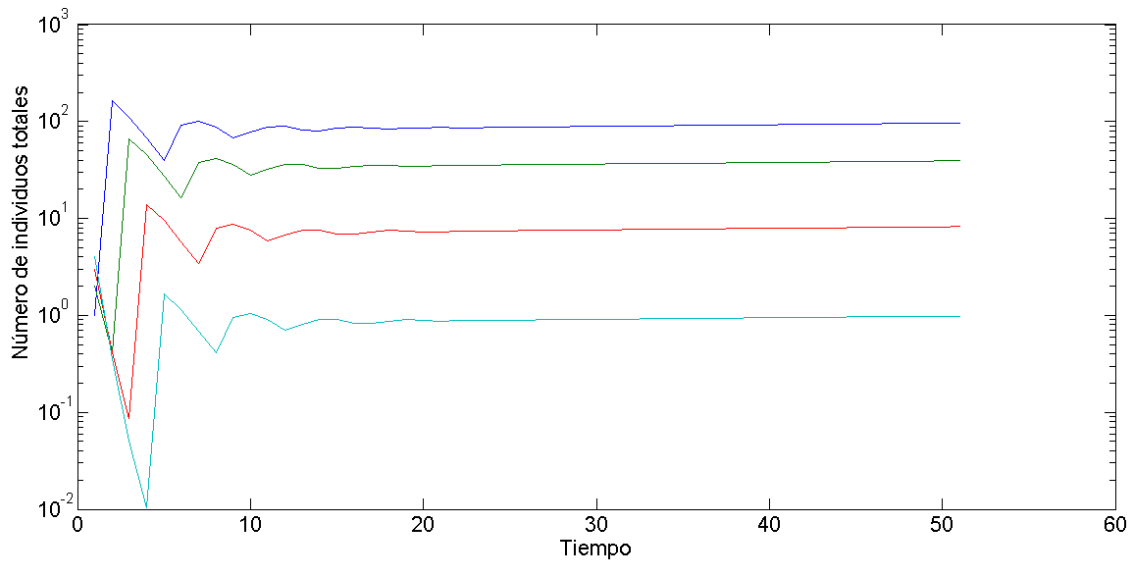
Los autovalores de la matriz son:

$$\lambda = \begin{bmatrix} \mathbf{1.0051} \\ -0.6920 \\ 0.1385 + 0.7632i \\ 0.1385 - 0.7632i \end{bmatrix}$$

La población es proyectada en el tiempo, en un periodo de 50 años donde se observa que la población en conjunto llega a la estructura estable a los 20 años (gráfica 32); del mismo modo en la proyección de cada clase (gráfica 33).



Gráfica 32. Estructura estable de toda la población de la especie nativa *Crotalaria pumila* en un periodo de 50 años en el tratamiento conservado.

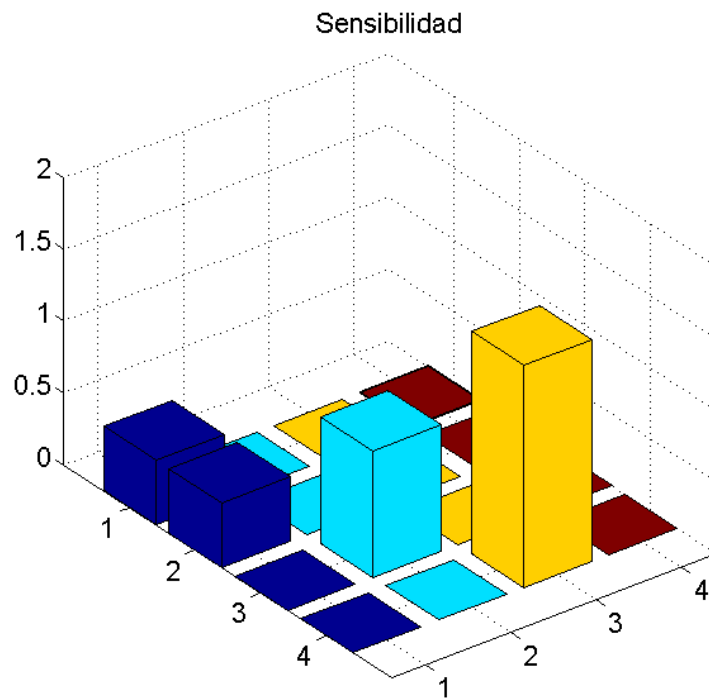


Gráfica 33. Estructura estable de las clases de la especie nativa *Crotalaria pumila* en un periodo de 50 años en el tratamiento conservado. Azul = clase 1, verde = clase 2, rojo= clase 3, azul claro = clase 4.

Estudio de sensibilidad

La sensibilidad de lambda asociada a los cambios de la matriz fue mayor cuando éstos ocurrieron en la probabilidad de que la población llegue a la última clase para que pueda reproducirse, $S_{4,3}$ (gráfica 34):

$$S_{ij} = \begin{bmatrix} 0.4455 & - & - & 0.0046 \\ 0.4510 & - & - & - \\ - & 0.8805 & - & 0.021 \\ - & - & 1.5518 & - \end{bmatrix}$$

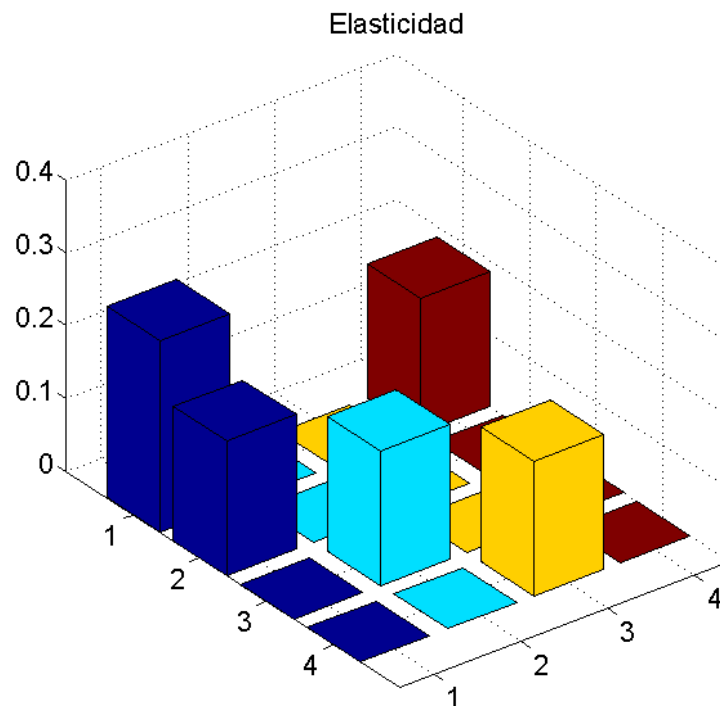


Gráfica 34. Sensibilidad de la especie nativa *Crotalaria pumila* en el tratamiento conservado en $S_{4,3}$: (las clases 1, 2, 3 y 4 corresponden a banco de semillas, plántula, juvenil y adulto fértil respectivamente).

Estudio de elasticidad

La mayor contribución a la lambda dado un cambio proporcional en todos los individuos de la matriz se da en la permanencia de este especie en el banco de semillas (Bs), ($E_{1,1}$) (gráfica 35) y la matriz E:

$$E_{ij} = \begin{bmatrix} 0.2615 & - & - & 0.1840 \\ 0.1840 & - & - & - \\ - & 0.1840 & - & 0.001 \\ - & - & 0.1853 & - \end{bmatrix}$$



Gráfica 35. Elasticidad de la especie nativa *Crotalaria pumila* en el tratamiento conservado $E_{1,1}$ (las clases 1, 2, 3 y 4 corresponden a banco de semillas, plántula, juvenil y adulto fértil respectivamente).

Análisis de los escenarios que se generarían al perturbar en distinto porcentaje los elementos que contribuyen más a la tasa de crecimiento asintótico (λ_{\max}).

- 1) En el caso hipotético de que quisiéramos *eliminar* esta población que en el estado actual está en estado estacionario, hemos aplicado una reducción del 50% al elemento que contribuye más a lambda (a_{43}).

Matriz original

Reduccion del 50% en el elemento a_{43}

$$Cpc = \begin{bmatrix} 0.59 & 0 & 0 & 40.5 \\ 0.41 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.21 & 0 & 0.059 \\ 0 & 0 & 0.12 & 0 \end{bmatrix} \quad Cpc = \begin{bmatrix} 0.59 & 0 & 0 & 40.5 \\ 0.41 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.21 & 0 & 0.059 \\ 0 & 0 & 0.06 & 0 \end{bmatrix}$$

Al reducir al 50% el elemento a_{43} el λ_{\max} decrece un 11 %, pasando de una población estacionaria a una población que decrece.

$$\lambda = \begin{bmatrix} 0.8891 \\ -0.5675 \\ 0.1342 + 0.6298i \\ 0.1342 - 0.6298i \end{bmatrix}$$

- 2) En el caso hipotético de que quisiéramos *potenciar* esta población que en el estado actual está en estado estacionario, hemos aplicado una reducción del 50% al elemento que contribuye más a lambda (a_{43}).

Matriz original

Aumento del 50% en el elemento a_{43}

$$Cpc = \begin{bmatrix} 0.59 & 0 & 0 & 40.5 \\ 0.41 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.21 & 0 & 0.059 \\ 0 & 0 & 0.12 & 0 \end{bmatrix} \quad Cpc = \begin{bmatrix} 0.59 & 0 & 0 & 40.5 \\ 0.41 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.21 & 0 & 0.059 \\ 0 & 0 & 0.24 & 0 \end{bmatrix}$$

Al aumentar en un 50% el elemento a_{43} la población crece casi un 15 %.

$$\lambda = \begin{bmatrix} 1.1485 \\ -0.8418 \\ 0.1417 + 0.9196i \\ 0.1417 - 0.9196i \end{bmatrix}$$

3) Tercer caso donde se perturba la matriz, reduciendo un 50 %.

Matriz original

Reduccion del 50% en la matriz

$$Cpc = \begin{bmatrix} 0.59 & 0 & 0 & 40.5 \\ 0.41 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.21 & 0 & 0.059 \\ 0 & 0 & 0.12 & 0 \end{bmatrix} \quad Cpc = \begin{bmatrix} 0.295 & 0 & 0 & 20.25 \\ 0.205 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.105 & 0 & 0.0297 \\ 0 & 0 & 0.06 & 0 \end{bmatrix}$$

Los autovalores asociados a lambda máxima con una perturbación del 50 % menos en la matriz, producen una reducción en la población en un 50 % lo cual tiene una significancia.

$$\lambda = \begin{bmatrix} 0.5025 \\ -0.3460 \\ 0.0692 + 0.3816i \\ 0.0692 - 0.3816i \end{bmatrix}$$

4) La cuarta perturbación realizada el aumento de la población en un 50 %.

Matriz original

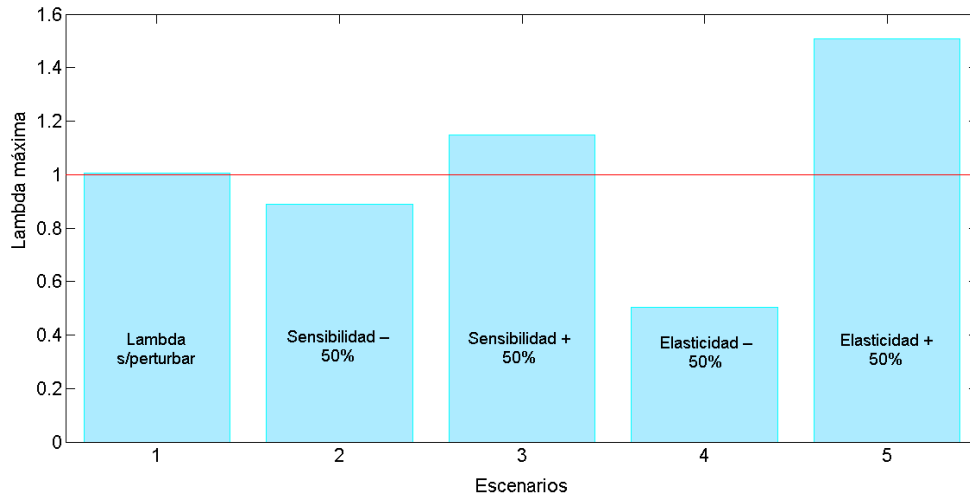
Aumento del 50% en la matriz

$$Cpc = \begin{bmatrix} 0.59 & 0 & 0 & 40.5 \\ 0.41 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.21 & 0 & 0.059 \\ 0 & 0 & 0.12 & 0 \end{bmatrix} \quad Cpc = \begin{bmatrix} 0.885 & 0 & 0 & 60.75 \\ 0.615 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.315 & 0 & 0.0891 \\ 0 & 0 & 0.18 & 0 \end{bmatrix}$$

Los autovalores asociados a lambda máxima con un manejo mayor del 50 % en la elasticidad, hacen que la población crezca en una porción del 50 % teniendo una significancia en la misma.

$$\lambda = \begin{bmatrix} 1.5076 \\ -1.0380 \\ 0.2077 + 1.1448i \\ 0.2077 - 1.1448i \end{bmatrix}$$

La comparación de las lambdas máximas en las perturbaciones de los elementos centrales de las sensibilidades y elasticidades, permiten valorar que la mejor perturbación se encuentra en el escenario 5 (gráfica 36).



Gráfica 36. Comportamiento de la población de la especie nativa *Crotalaria pumila* en las perturbaciones en la sensibilidad y la elasticidad en el sitio conservado.

Para el caso del **sitio perturbado** se utilizó la matriz Cpp

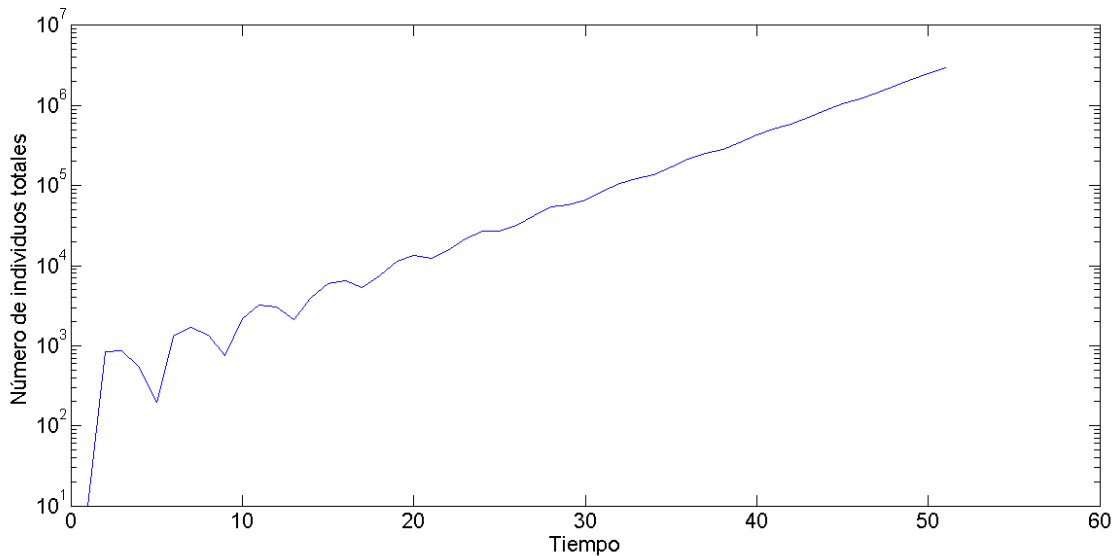
$$C_{pc} = \begin{bmatrix} 0.3333 & 0 & 0 & 210 \\ 0.6667 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.4188 & 0 & 0.2556 \\ 0 & 0 & 0.0250 & 0 \end{bmatrix}$$

En el cálculo de lambda máxima se observa que el crecimiento de la población es de un casi 20 % y las fluctuaciones de lambda son grandes:

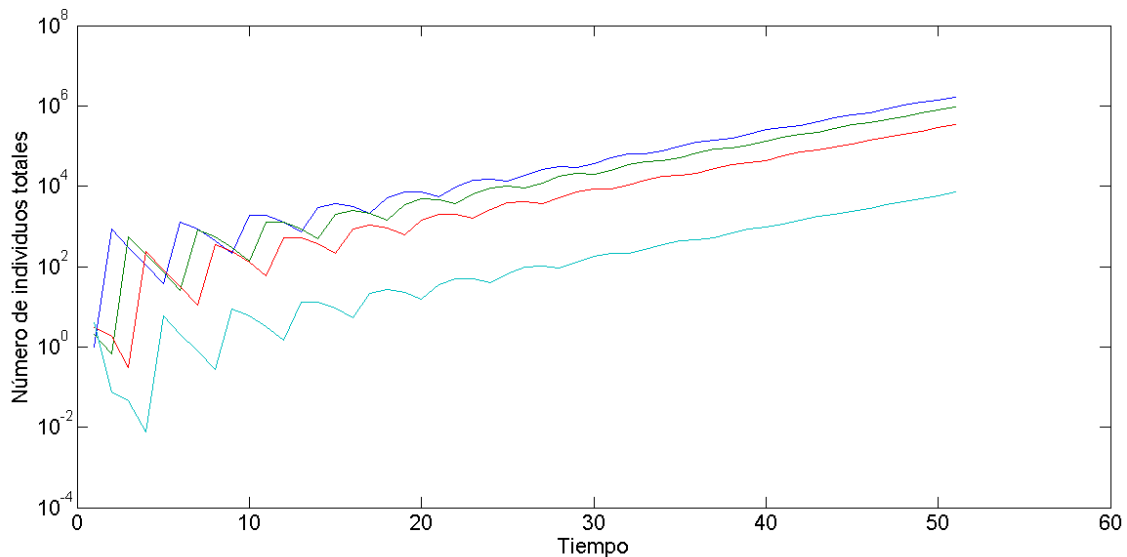
Autovalores asociados a lambda máxima:

$$\lambda = \begin{bmatrix} \mathbf{1.1954} \\ -1.0272 \\ 0.0826 + 1.0895i \\ 0.0826 - 1.0895i \end{bmatrix}$$

La población es proyectada en el tiempo, con un periodo de 50 años donde se observa que en conjunto llega a la estructura estable a los 30 años y el crecimiento de ésta (gráfica 37). Del mismo modo en la proyección de cada clase (gráfica 38).



Gráfica 37. Estructura estable de toda la población de la especie nativa *Crotalaria pumila* en un periodo de 50 años en el tratamiento perturbado.

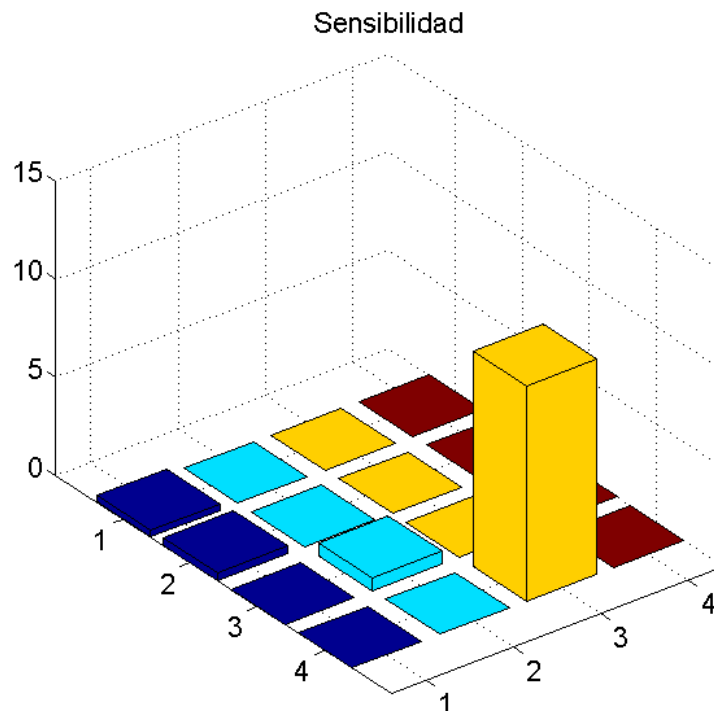


Gráfica 38. Estructura estable de las clases de la especie nativa *Crotalaria pumila* en un periodo de 50 años en el tratamiento perturbado. Azul = clase 1, verde = clase 2, rojo= clase 3, azul claro = clase 4.

Estudio de sensibilidad

La sensibilidad de lambda a cambios de la matriz fue más sensible cuando éstos se dan en la probabilidad de que la población llegue a la última clase para que pueda reproducirse (size 3) ($S_{4,3}$) (gráfica 39):

$$S_{ij} = \begin{bmatrix} 0.3155 & - & - & 0.0013 \\ 0.4079 & - & - & - \\ - & 0.6493 & - & 0.0048 \\ - & - & 10.9267 & - \end{bmatrix}$$

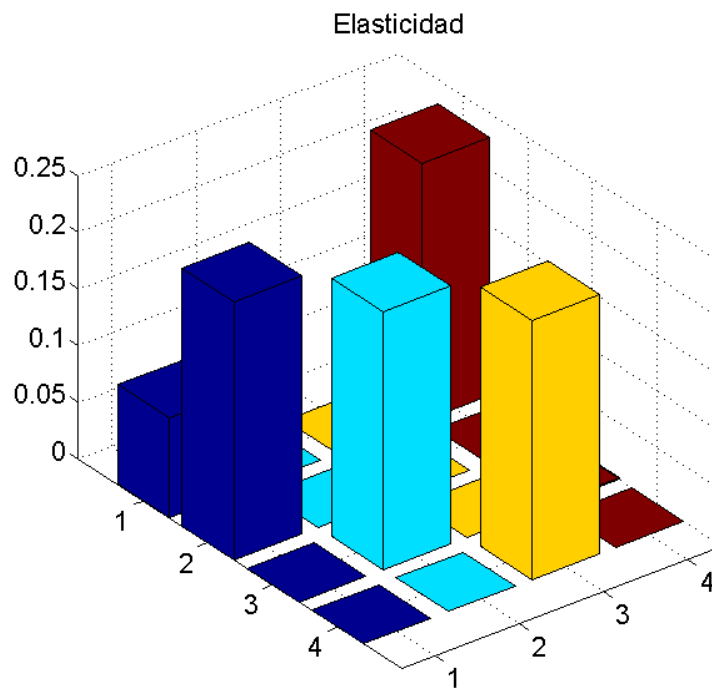


Gráfica 39. Sensibilidad de la especie nativa *Crotalaria pumila* en el tratamiento conservado en $S_{4,3}$: (las clases 1, 2, 3 y 4 corresponden a banco de semillas, plántula, juvenil y adulto fértil respectivamente).

Estudio de elasticidad

Las mayores elasticidades de lambda se dan en la probabilidad de que los juveniles lleguen a la clase adulta y se puedan reproducir ($E_{4,3}$) matriz E (gráfica 40):

$$E_{ij} = \begin{bmatrix} 0.0880 & - & - & 0.2275 \\ 0.2275 & - & - & - \\ - & 0.2275 & - & 0.0010 \\ - & - & 0.2285 & - \end{bmatrix}$$



Gráfica 40. Elasticidad de la especie nativa *Crotalaria pumila* en el tratamiento conservado $E_{4,3}$ (las clases 1, 2, 3 y 4 corresponden a banco de semillas, plántula, juvenil y adulto fértil respectivamente).

Escenarios de perturbación en la mayor sensibilidad de lambda.

1. El primer caso de perturbación realizada, se dio en $a_{4,3}$ reduciendo un 50 % la mayor sensibilidad asociada a λ .

Matriz original	Reduccion del 50% en el elemento a_{43}
$C_{pc} = \begin{bmatrix} 0.3333 & 0 & 0 & 210 \\ 0.6667 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.4188 & 0 & 0.2556 \\ 0 & 0 & 0.0250 & 0 \end{bmatrix}$	$C_{pc} = \begin{bmatrix} 0.3333 & 0 & 0 & 210 \\ 0.6667 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.4188 & 0 & 0.2556 \\ 0 & 0 & \mathbf{0.0125} & 0 \end{bmatrix}$

Calculando los autovalores asociados a λ máxima con la perturbación del 50 % menos en la sensibilidad, la población decrece un 17%:

$$\lambda = \begin{bmatrix} \mathbf{1.0220} \\ -0.8530 \\ 0.0821 + 0.9133i \\ 0.0821 - 0.9133i \end{bmatrix}$$

2. El segundo caso de perturbación realizada se dio en $a_{4,3}$ aumentando un 50 % la mayor sensibilidad asociada a λ :

Matriz original	Reduccion del 50% en el elemento a_{43}
$C_{pc} = \begin{bmatrix} 0.3333 & 0 & 0 & 210 \\ 0.6667 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.4188 & 0 & 0.2556 \\ 0 & 0 & 0.0250 & 0 \end{bmatrix}$	$C_{pc} = \begin{bmatrix} 0.3333 & 0 & 0 & 210 \\ 0.6667 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.4188 & 0 & 0.2556 \\ 0 & 0 & \mathbf{0.0375} & 0 \end{bmatrix}$

Los autovalores asociados a λ máxima con la perturbación del 50 % mayor en la sensibilidad, permitieron que la población creciera casi un 12 %.

$$\lambda = \begin{bmatrix} \mathbf{1.3121} \\ -1.1444 \\ 0.0828 + 1.2072i \\ 0.0828 - 1.2072i \end{bmatrix}$$

3. Tercer caso donde se perturba la matriz, reduciendo un 50 %:

Matriz original	Reduccion del 50% en el elemento a ₄₃
$C_{pc} = \begin{bmatrix} 0.3333 & 0 & 0 & 210 \\ 0.6667 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.4188 & 0 & 0.2556 \\ 0 & 0 & 0.0250 & 0 \end{bmatrix}$	$C_{pc} = \begin{bmatrix} 0.1666 & 0 & 0 & 105 \\ 0.3333 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.2094 & 0 & 0.1278 \\ 0 & 0 & 0.0125 & 0 \end{bmatrix}$

Los autovalores asociados a lambda máxima con una perturbación del 50 % menos en la elasticidad, inducen una reducción de la población muy en un 50 %.

$$\lambda = \begin{bmatrix} 0.5976 \\ -0.5136 \\ 0.0413 + 0.5447i \\ 0.0413 - 0.5447i \end{bmatrix}$$

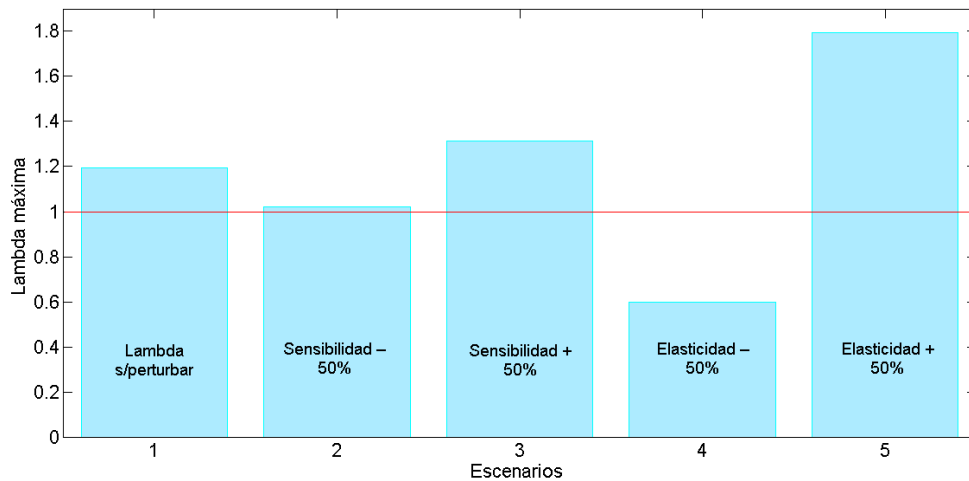
4. La cuarta perturbación realizada esta asociada a la matriz, fue elaborada con el 50 % mayor en la población:

Matriz original	Aumento del 50% en el elemento a ₄₃
$C_{pc} = \begin{bmatrix} 0.3333 & 0 & 0 & 210 \\ 0.6667 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.4188 & 0 & 0.2556 \\ 0 & 0 & 0.0250 & 0 \end{bmatrix}$	$C_{pc} = \begin{bmatrix} 0.4998 & 0 & 0 & 315 \\ 0.9999 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.6282 & 0 & 0.3834 \\ 0 & 0 & 0.0250 & 0 \end{bmatrix}$

Los autovalores asociados a lambda máxima con una perturbación del aumentado 50 % en los elementos de la elasticidad, hicieron que la población

creciera en un 50 %. Las comparaciones de los escenarios se muestran en la gráfica 41.

$$\lambda = \begin{bmatrix} 1.7929 \\ -1.5408 \\ 0.1238 + 1.6342i \\ 0.1238 - 1.6342i \end{bmatrix}$$



Gráfica 41. Comportamiento de la población de la especie nativa *Crotalaria pumila* en las perturbaciones en la sensibilidad y la elasticidad en el sitio perturbado.

3.4.2. *Ricinus communis*

Para el caso de la especie invasora *Ricinus communis*, en el **tratamiento conservado** se utilizó la matriz Rcc con los valores obtenidos resultantes de las clases antes mencionadas:

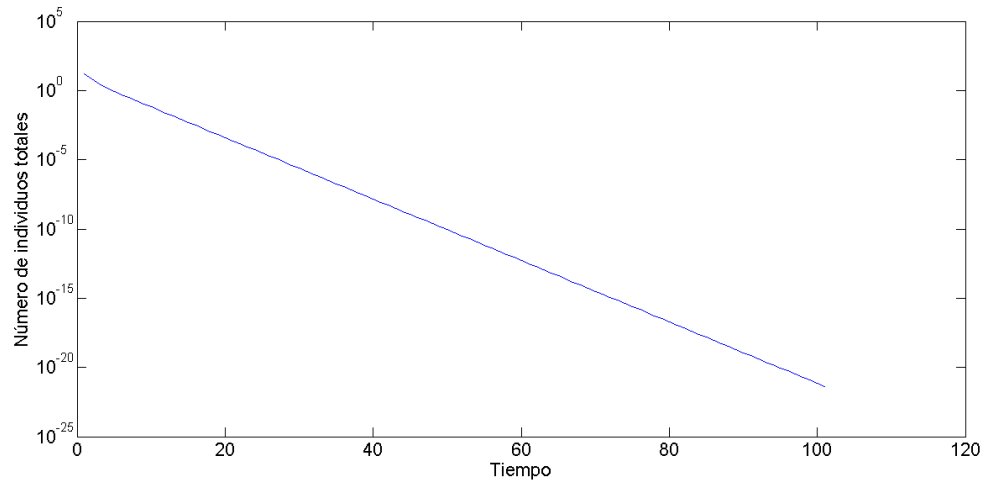
$$Rcc = \begin{bmatrix} 0.0611 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0.9389 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.6154 & 0.0385 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0.1731 & 0.0455 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0.1364 & 0.6 \end{bmatrix}$$

Dentro del cálculo de lambda máxima el valor fue menor a 1 por lo que la esta población disminuye casi un 40 % debido a que no presentó la fecundidad dadas las limitaciones de los recursos en este tratamiento:

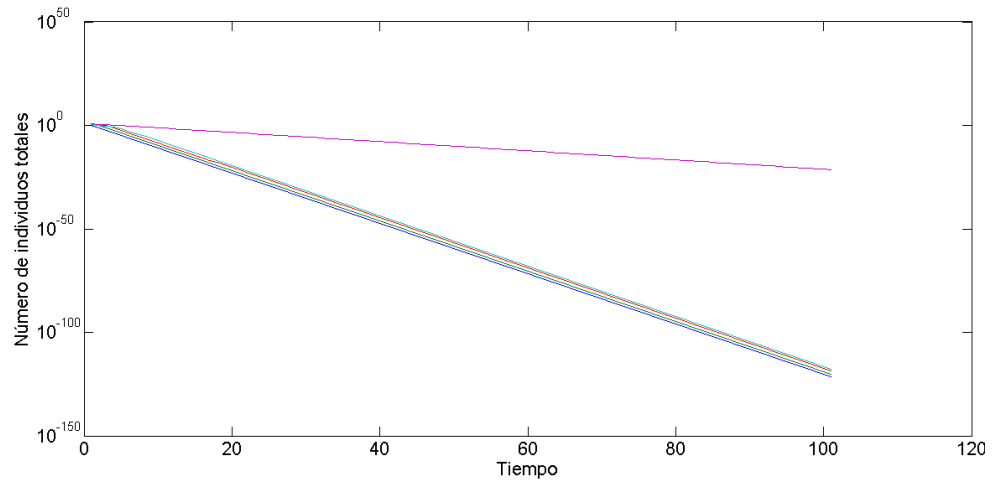
Autovalores asociados a lambda máxima:

$$\lambda = \begin{bmatrix} 0.6000 \\ 0.0455 \\ 0.0385 \\ 0 \\ 0.0611 \end{bmatrix}$$

Bajo estas condiciones, la población fue proyectada a cien años y en este escenario tiende a la extinción (gráficas 41 y 42).



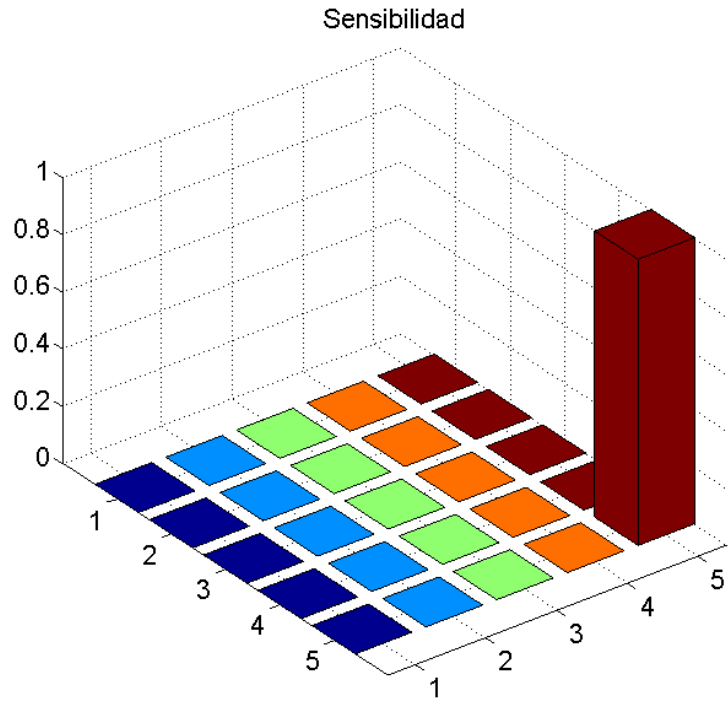
Gráfica 41. Estructura estable de toda la población de la especie invasora *Ricinus communis* en un periodo de 100 años en el tratamiento conservado.



Gráfica 42. Estructura estable de las clases de la especie invasora *Ricinus communis* en un periodo de 100 años en el tratamiento conservado. Azul = clase 1, verde = clase 2, rojo= clase 3, azul claro = clase 4.

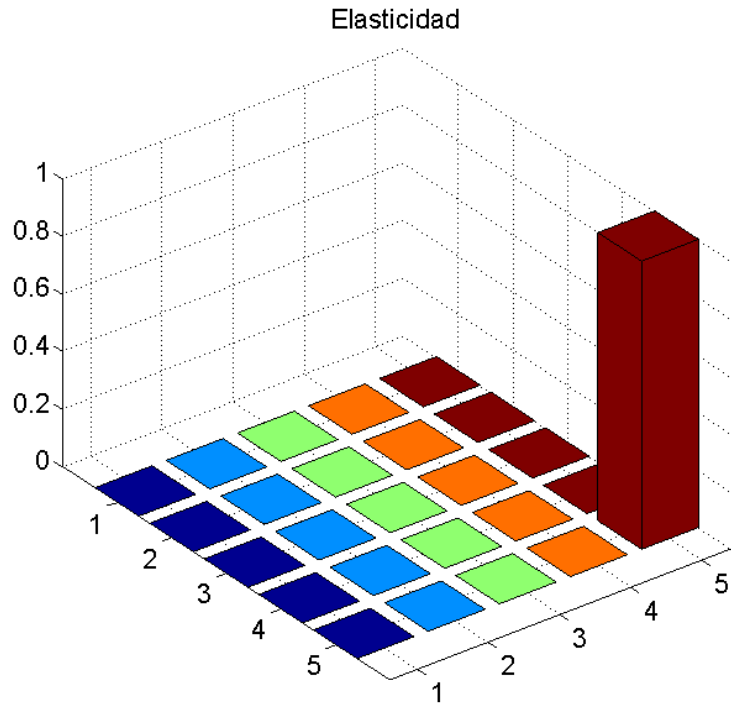
Para el estudio de sensibilidad y elasticidad resultaron las matrices S y E respectivamente, donde la mayor sensibilidad y la mayor elasticidad se encuentran en (E y S_{5,5}). Se decidió no hacer estudios de perturbación para este caso para que la población tenga que reproducirse para completar el ciclo de vida (gráficas 43 y 44), resultado de la falta de observaciones en la fecundidad:

$$S_{ij} = \begin{bmatrix} 0 & - & - & - & - \\ 0 & - & - & - & - \\ - & 0 & 0 & - & - \\ - & - & 0 & 0 & - \\ - & - & - & 0 & 1 \end{bmatrix}$$



Gráfica 43. Sensibilidad en la especie invasora *Ricinus communis* en el tratamiento conservado (S_{5,5}).

$$E_{ij} = \begin{bmatrix} 0 & - & - & - & - \\ 0 & - & - & - & - \\ - & 0 & 0 & - & - \\ - & - & 0 & 0 & - \\ - & - & - & 0 & 1 \end{bmatrix}$$



Gráfica 44. Elasticidad en la especie invasora *Ricinus communis* en el tratamiento conservado (E_{5,5}).

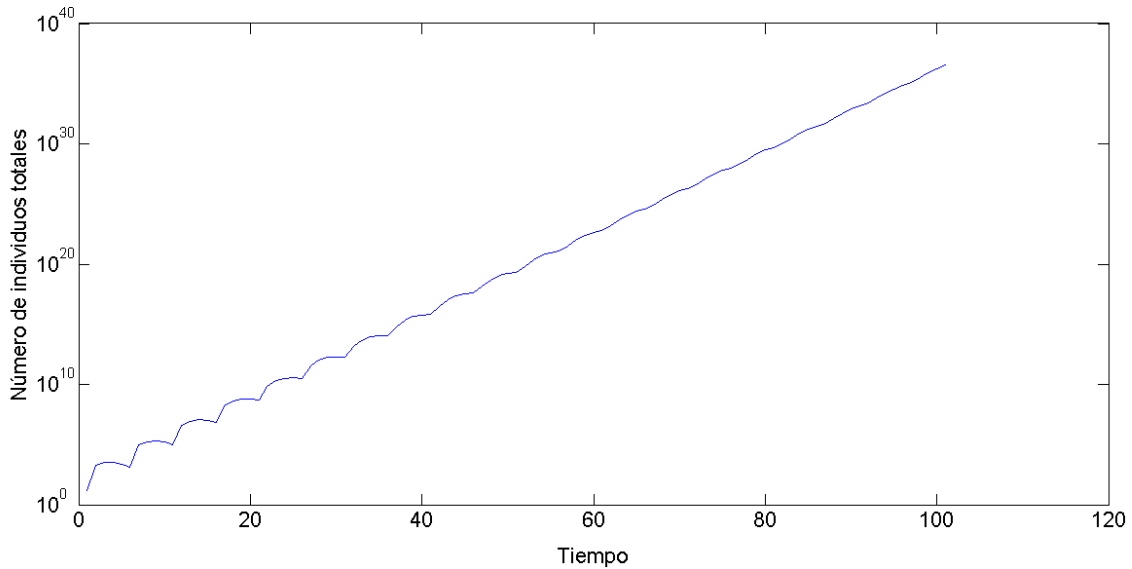
Ricinus communis en el **tratamiento perturbado** presentó una matriz R_{cp} donde el autovalor asociado a lambda máxima muestra que la población crece un 118 %.

$$R_{cc} = \begin{bmatrix} 0.0833 & 0 & 0 & 0 & 408 \\ 0.9167 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.7939 & 0.0305 & 0 & 0.0417 \\ 0 & 0 & 0.1908 & 0.0690 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0.7586 & 0.1250 \end{bmatrix}$$

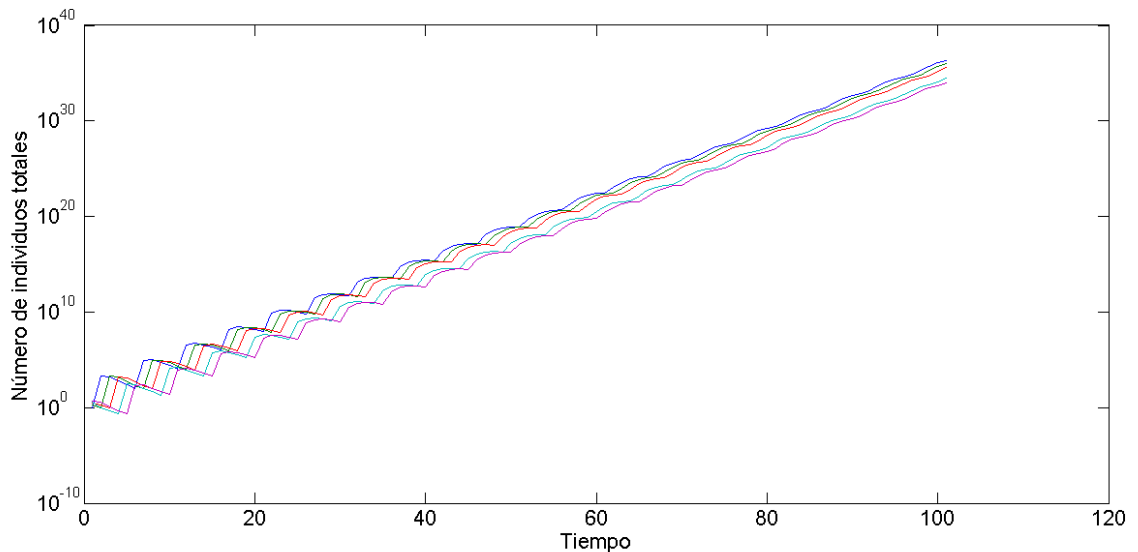
Autovalores asociados a lambda máxima:

$$\lambda = \begin{bmatrix} -1.6551 + 1.2470i \\ -1.6551 - 1.2470i \\ 0.7171 + 2.0171i \\ 0.7171 - 2.0171i \\ \mathbf{2.1838} \end{bmatrix}$$

La población fue proyectada al igual que en el caso anterior, donde se observa una gran oscilación hasta los 40 años y llega a la estructura estable a partir de los 90 años con un crecimiento es exponencial a lo largo del tiempo (gráficas 45 y 46).



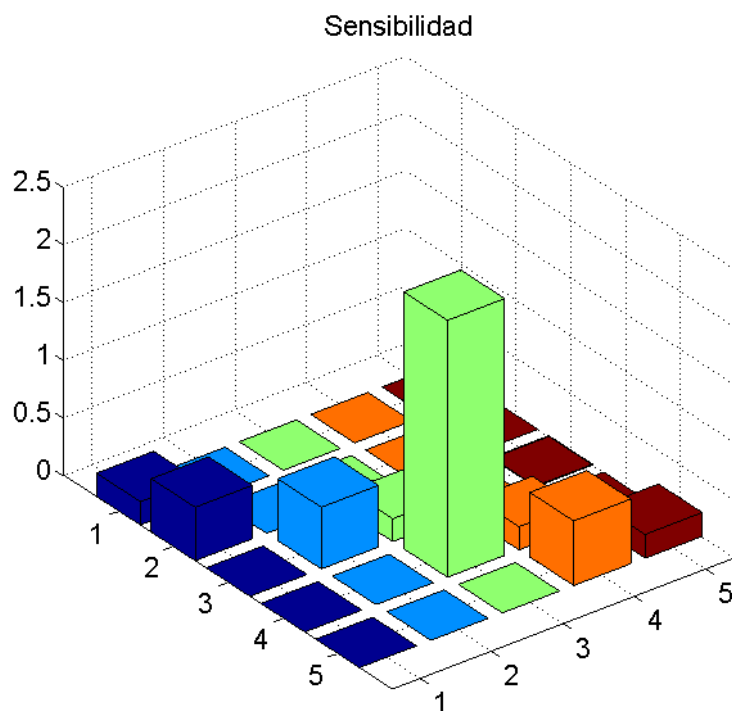
Gráfica 45. Estructura estable de toda la población de la especie invasora *Ricinus communis* en un tratamiento perturbado en un periodo de 100 años.



Gráfica 46. Estructura estable de todas las clases de la especie invasora *Ricinus communis* en un tratamiento perturbado en un periodo de 100 años. Azul = clase 1, verde = clase 2, rojo= clase 3, azul claro = clase 4, violeta= clase 5.

Para la sensibilidad asociada a lambda el valor máximo se encuentra ubicado en $S_{4,3}$, indicando que la población es más susceptible a los cambios en juvenil 1 (size 2) para pasar a juvenil 2 (size 3) (gráfica 47).

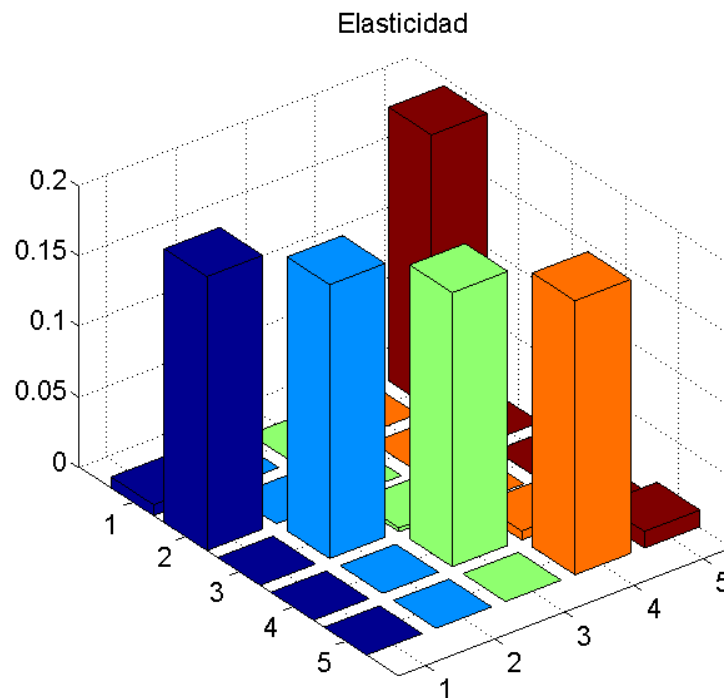
$$S_{ij} = \begin{bmatrix} 0.2019 & - & - & - & 0.001 \\ 0.4626 & - & - & - & - \\ - & 0.5342 & 0.1971 & - & 0.0066 \\ - & - & 2.2242 & 0.2007 & - \\ - & - & - & 0.5594 & 0.2061 \end{bmatrix}$$



Gráfica 47. Valores de Sensibilidad donde la máxima se ubica en $S_{4,3}$ para la especie invasora *Ricinus communis* en un tratamiento perturbado.

Para la elasticidad asociada a lambda es doblemente proporcional en juvenil 1 (Size 2) ($E_{4,3}$) y juvenil 2 (Size 3) ($E_{5,4}$), donde la población necesita llegar a la última clase para que se pueda reproducir (gráfica 48):

$$E_{ij} = \begin{bmatrix} 0.0077 & - & - & - & 0.1942 \\ 0.1942 & - & - & - & - \\ - & 0.1942 & 0.0028 & - & 0.0001 \\ - & - & 0.1943 & 0.0063 & - \\ - & - & - & 0.1943 & 0.0118 \end{bmatrix}$$



Gráfica 48. Valores para la especie invasora *Ricinus communis* en un tratamiento perturbado donde se observa la máxima elasticidad en $E_{4,3}$ y $E_{5,4}$.

Escenarios de perturbación en la mayor sensibilidad de lambda.

Para este caso sólo se hicieron perturbaciones para reducir la población debido a que es una especie invasora y el objetivo del estudio es la reducción de la población.

1. El primer caso de perturbación realizado consistió en $R_{cp4,3}$ reduciendo un 52.36 % la mayor sensibilidad asociada a lambda.

Matriz original	Reduccion del 50% en el elemento a_{43}
$R_{cc} = \begin{bmatrix} 0.0833 & 0 & 0 & 0 & 408 \\ 0.9167 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.7939 & 0.0305 & 0 & 0.0417 \\ 0 & 0 & 0.1908 & 0.0690 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0.7586 & 0.1250 \end{bmatrix}$	$R_{cc} = \begin{bmatrix} 0.0833 & 0 & 0 & 0 & 408 \\ 0.9167 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.7939 & 0.0305 & 0 & 0.0417 \\ 0 & 0 & 0.0909 & 0.0690 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0.7586 & 0.1250 \end{bmatrix}$

Con esta reducción en la mayor sensibilidad, la población disminuye un 13.39 %.

$$\lambda = \begin{bmatrix} -1.4186 + 1.0750i \\ -1.4186 - 1.0750i \\ 0.6268 + 1.7390i \\ 0.6268 - 1.7390i \\ \mathbf{1.8914} + 0.0000i \end{bmatrix}$$

2. El segundo caso de perturbación realizado se dio en $R_{cp4,3}$ reduciendo un 94.76 % la mayor sensibilidad asociada a lambda.

Matriz original	Reduccion del 50% en el elemento a_{43}
$R_{cc} = \begin{bmatrix} 0.0833 & 0 & 0 & 0 & 408 \\ 0.9167 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.7939 & 0.0305 & 0 & 0.0417 \\ 0 & 0 & 0.1908 & 0.0690 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0.7586 & 0.1250 \end{bmatrix}$	$R_{cc} = \begin{bmatrix} 0.0833 & 0 & 0 & 0 & 408 \\ 0.9167 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.7939 & 0.0305 & 0 & 0.0417 \\ 0 & 0 & 0.0100 & 0.0690 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0.7586 & 0.1250 \end{bmatrix}$

Se realizó una reducción abrupta con este valor ya que, disminuyéndolo, el autovalor máximo era demasiado alto, con esto se consiguió que la población se redujera en un 43.28 %.

$$\lambda = \begin{bmatrix} -0.8907 + 0.6910i \\ -0.8907 - 0.6910i \\ 0.4253 + 1.1180i \\ 0.4253 - 1.1180i \\ \mathbf{1.2387} + 0.0000i \end{bmatrix}$$

3. Tercer caso de realizado consistió en $R_{cp4,3}$ reduciendo un 99.95 % la mayor sensibilidad asociada a lambda.

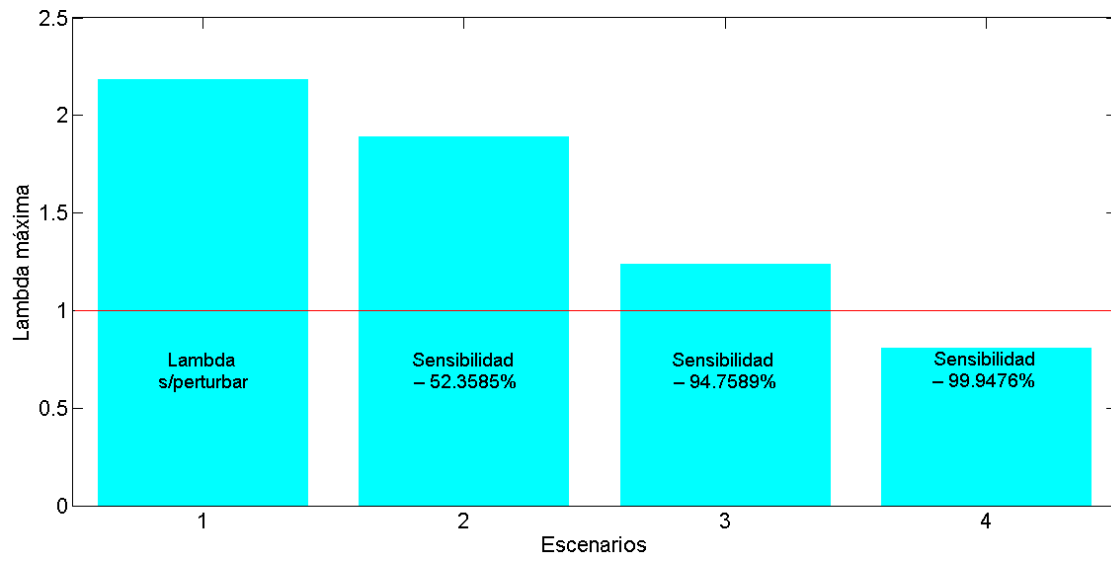
Matriz original

Reduccion del 50% en el elemento a_{43}

$$R_{cc} = \begin{bmatrix} 0.0833 & 0 & 0 & 0 & 408 \\ 0.9167 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.7939 & 0.0305 & 0 & 0.0417 \\ 0 & 0 & 0.1908 & 0.0690 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0.7586 & 0.1250 \end{bmatrix} \quad R_{cc} = \begin{bmatrix} 0.0833 & 0 & 0 & 0 & 408 \\ 0.9167 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.7939 & 0.0305 & 0 & 0.0417 \\ 0 & 0 & \mathbf{0.0001} & 0.0690 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0.7586 & 0.1250 \end{bmatrix}$$

En el último caso de perturbación se alcanzó la reducción de la población en un 63.138 %; sin embargo, el porcentaje de la reducción fue muy alto tendiendo a la erradicación de la especie. Las comparaciones de los escenarios se muestran en la gráfica 49.

$$\lambda = \begin{bmatrix} -0.5399 + 0.4355i \\ -0.5399 - 0.4355i \\ 0.2913 + 0.7047i \\ 0.2913 - 0.7047i \\ \mathbf{0.8050} + 0.0000i \end{bmatrix}$$



Gráfica 49. Comportamiento de la población de la especie invasora *Ricinus communis* en las perturbaciones en la sensibilidad y la elasticidad en el sitio perturbado.

3.5. DISCUSIÓN

Existen diversos estudios de modelos matriciales, para plantas anuales se enfocan en los bancos de semillas con el modelo de z transformada descrito por Caswell (1989) que describe el ciclo de vida *Andropogon brevifolius* Schwarz. Este modelo es utilizado por Canales y colaboradores (1994) para la modelación del efecto de las quemas en las sabanas venezolanas; del mismo modo de Camino-Beck y Lewis (2007), propusieron el modelo de z transformada como base para realizar el modelo R_0 para calcular y analizar la tasa reproductiva neta en especies invasoras. Por otra parte, Caswell (2001), propuso la utilización de los experimentos de respuesta a la tabla de vida (LTRE), donde se pueden observar las contribuciones y las perturbaciones en las entradas en la matriz. Existen diversos estudios enfocados en este tipo de modelo, por citar algunos, Kesler y colaboradores (2008), utilizaron modelos estacionales y estudios LTRE para observar los efectos de las quemas en *Pinguicula ionantha*, una especie endémica de la sabana. Los efectos de la quema aumentaron la población y contribuyeron a la fecundidad lo que permitiría conservar la especie. Fréville y Silvertown (2005), utilizaron LTRE para cuantificar el impacto de la competencia interespecífica en tres especies de plantas en un pastizal para ejemplificar la supervivencia, el crecimiento y la fecundidad. Emery y Gross (2005), cuantificaron los efectos de las quemas en la sabana en la especie invasora *Centaurea maculosa*, como método de control, cuantificando las tasas vitales de la especie y la perturbación de la quema. Por último, los estudios de Segura-Burciaga (1995; 2009), realizados en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, elaborados con la especie arbórea *Eucalyptus resinífera*, donde se basan en estudios de modelización matricial calculando la sensibilidad y elasticidad en un periodo de 33 años. En ellos, observan el crecimiento de la población en este periodo y se propone un método de control para la especie el cual dio como resultado “El Programa de Control y Sustitución de Eucaliptos en la Ciudad Universitaria de la UNAM”. Sin embargo, este programa fue suspendido en el año 2001, aún cuando este fue extendido fuera del campus universitario y se realizaron otros esfuerzos para el control de

dos especies vegetales invasoras, *Leonotis nepetaefolia* (L.) R. Brown y *Ricinus communis* L.

Para el caso de la especie nativa *Crotalaria pumila*, el cálculo de la tasa de crecimiento asintótico dado por los autovalores asociados a lambda máxima resultó en un crecimiento de la población en el tratamiento conservado de 0.51 %. Esto fue debido a las limitaciones del hábitat y a la competencia ya que, en contraste con el sitio perturbado, el crecimiento de la población fue del 19.5 %. En este último, la profundidad del sustrato es mucho mayor puesto que es un tecnosol y la disponibilidad de espacio es mayor. *C. pumila* al ser una especie ruderal cuenta con una gran adaptabilidad en los distintos ambientes por lo que se ve favorecida cuando crece en espacios perturbados aún dentro del mismo ecosistema. La población tiene un crecimiento que le permite llegar a una estructura estable en pocos años en el tratamiento conservado. Sin embargo, en el tratamiento perturbado presentó un crecimiento elevado, teniendo muchas fluctuaciones antes de llegar a la estructura estable y doblando el número de años para llegar a ésta, en comparación con el tratamiento anterior.

La sensibilidad de *C. pumila*, en ambos tratamientos se encuentra en la clase juvenil que le brinda la posibilidad de que la población llegue al estado adulto y pueda reproducirse. En esta clase, la población fue más susceptible por el hecho que se desarrolla en la estación de lluvias y existe mayor competencia por los recursos que necesita para completar su ciclo de vida.

La mayor elasticidad de *C. pumila* se dio en el tratamiento conservado en el banco de semillas, lo que indicó que para aumentar la población es necesario que el banco de semillas tenga un mayor porcentaje de germinación, con la finalidad de aumentar el crecimiento de esta en dicho tratamiento. En el mismo tenor, la mayor elasticidad del tratamiento perturbado se localizó en la etapa juvenil; en este caso es necesario evitar la competencia con especies tanto nativas como invasoras para que ésta no sea desplazada por competencia y pueda llegar a la etapa reproductiva.

En los análisis de perturbaciones se pudo observar que la población de *C. pumila*, en el tratamiento conservado, se puede aumentar en un 15 % más realizando una perturbación al aumentar el 50 % en la mayor sensibilidad. Por último, en el tratamiento perturbado, fue posible aumentar la población en 17 %, asegurando que el 50% del banco de semillas germine.

Para el caso de la especie invasora *Ricinus communis*, en el tratamiento conservado, el cálculo de la tasa de crecimiento asintótico dado por los autovalores asociados a lambda máxima tiende a la extinción. Esto se debió a que no existe un crecimiento de la población considerando que la restricción en la profundidad del sustrato, así como la iluminación, no permitió que en este tratamiento la especie llegara a la reproducción. Por el contrario, en el tratamiento perturbado, la población tuvo un crecimiento exponencial del 180 % como consecuencia de que no se dieron en estos sitios las restricciones antes mencionadas y la población llegó a la reproducción.

En el tratamiento conservado, la población llega a la extinción en un periodo relativamente corto de 12 años. No obstante, en el tratamiento perturbado alcanzó la estructura estable en un periodo de 60 años, contando con muchas fluctuaciones en los primeros 40 años del crecimiento de la población. Las variaciones del crecimiento de ambos tratamientos fueron causadas por la reproducción y las restricciones mencionadas.

En cuanto a la sensibilidad y elasticidad, en el tratamiento conservado, los valores importantes se dan en ambas en la última clase, es decir, adulto fértil. Sin embargo, en este tratamiento no se contó con la reproducción lo que la hizo ser la etapa más vulnerable ya que sin ella la población tiende a la extinción. Esto indica que para aumentar el crecimiento de población se tiene que asegurar la reproducción ya que no es una especie que genere rizomas, por ejemplo. Así mismo, en el tratamiento perturbado, la sensibilidad se localizó en la posibilidad de que la etapa juvenil 1 pase a la siguiente clase; esta vulnerabilidad se dio en la estación seca posterior a la germinación de las semillas donde se presentó una perturbación natural al caer una helada y la población se redujo

considerablemente. Sin embargo, esta perturbación promovió el crecimiento vegetativo y promovió posteriormente la reproducción de las plantas supervivientes (resultados presentados en el capítulo anterior).

En relación con la elasticidad, ésta fue igual en las clases juvenil 1 y 2, por lo que para aumentar la población fue necesario asegurar que la población superara la vulnerabilidad en la época seca antes mencionada y asegurar que más individuos llegaran a reproducirse.

Por lo que se refiere a los análisis de perturbación, para este caso no se realizaron con las elasticidades teniendo en cuenta que esta es una especie invasora y lo que se busca en el estudio es reducir su población. Por esta razón solo se utilizó la mayor sensibilidad buscando que λ máxima fuera menor que uno, es decir, que en el último escenario se logró la disminución de λ en 63.14 %, con una reducción del 99.95 %, asegurando que la población tendería con ello a la extinción en un periodo aproximado de 21 años.

3.6. CONCLUSIONES

Las clases que conformaron las etapas de vida de la especie nativa *Crotalaria pumila* y la invasora *Ricinus communis* fueron distintas debido al comportamiento anual de la primera versus la segunda, así como entre los dos tratamientos probados (sitio conservado y perturbado) dado que el crecimiento se vio significativamente afectado en cada tratamiento.

La diferencia entre las tasas de crecimiento de las poblaciones se vio afectada dependiendo de las características de los tratamientos como una consecuencia de la disponibilidad de espacio, la vegetación circundante, la ubicación de las réplicas y su vulnerabilidad al impacto por las condiciones climatológicas, la estacionalidad, la profundidad del sustrato y la iluminación recibida.

En el tratamiento conservado, el crecimiento de la especie *C. pumilla*, tendió a la estabilidad cuando se proyectó al paso de los años, dado que la especie es nativa y cuenta con las características necesarias para habitar el ecosistema. Sin embargo, dada la naturaleza arvense de esta especie, la tasa de crecimiento fue mayor en el tratamiento perturbado. No obstante, este dato puede ser sobreestimado debido a que el banco de semillas necesita un proceso de escarificación que se aplicó en ambas pruebas de germinación de las semillas para obtener los valores de fecundidad de esta especie, lo cual indica que sería necesario realizar la cuantificación en por lo menos dos ciclos de la especie y bajo condiciones naturales para conocer la tasa de crecimiento real.

Los análisis de sensibilidad y elasticidad para esta especie permitieron apreciar que, para promover la conservación de su población, se estimule el proceso de germinación mediante la escarificación y la siembra *in situ*. Con ello se podría asegurar que las plantas germinadas llegaran a la floración, que es la clase donde se dio el valor más alto de sensibilidad. En la elasticidad, el banco de semillas fue la clase de mayor resistencia a cualquier perturbación que pudiera ocurrir.

Los escenarios de perturbación para *C. pumila* permitieron inferir que, en el sitio conservado, se debería aumentar la tasa reproductiva para que la población se incremente ligeramente. Mientras que, en el sitio perturbado, la tasa poblacional por sí misma produjo un crecimiento en el número de individuos que se podría ver superado de manera considerable con sólo aumentar la germinación de la especie.

Por otra parte, para la especie invasora *R. communis*, en el tratamiento conservado, los datos obtenidos permitieron observar que las plantas que fueron sembradas en condiciones naturales tienen un considerable retraso en su crecimiento y subsecuente floración. De ahí que los valores obtenidos en la fecundidad para los meses cuantificados fueron nulos y en el modelo, la especie lógicamente tiende a la extinción. Sin embargo, si el tiempo de seguimiento se prolongara, posiblemente se obtendrían valores para esta clase y la proyección poblacional sería distinta por lo que esto no significa que la especie no sea una amenaza si se estableciera en sitios conservados dentro de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. En contraste, en los sitios perturbados, el crecimiento de ricino es exponencial y debido a esto, esta especie constituye un verdadero problema para las zonas conservadas dentro de la reserva que se encuentran con perturbación en sus alrededores. Los modelos indicaron que a lo largo de varias décadas, el ricino tendería a aumentar sus poblaciones de manera constante aún con las fluctuaciones estacionales que se observan en una especie anual rebrotadora.

Con los datos obtenidos en el análisis de Sensibilidad, se observó que el paso de juvenil 1 a 2 es donde las plantas tienen una mayor vulnerabilidad a disminuir su población. Esto se debe a que la época del año donde se debe hacer un manejo es en la estación seca fría donde un fenómeno imprevisto permitió ver su vulnerabilidad a las bajas temperaturas. Sin embargo, este proceso promovió el crecimiento vegetativo en la subsecuente estación de lluvias induciendo la reproducción por lo que el manejo es imprescindible. De ahí que, para el caso de perturbaciones como heladas en este modelo, el escenario que permitiría

disminuir casi la totalidad de las poblaciones de ricino en la reserva es cuando pasan de juvenil uno a dos (tamaños de 20 a 50 cm), antes de la reproducción. Este fenómeno además se vio afectado porque en algunos sitios perturbados, la vegetación alrededor disminuyó considerablemente el crecimiento de esta especie y su paso a la clase reproductiva por competencia de luz y recursos.

3.7. LITERATURA CITADA

Aber, A., Ferrari, G., Porcile, J. F., Rodríguez, E., Zerbino, S. 2012. Identificación de prioridades para la gestión nacional de las especies exóticas invasoras. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras, UNESCO. Uruguay, 101 p.

Bullock, J. M., Clear Hill, B., Silvertown, J. 1994. Demography of *Cirsium vulgare* in a grazing experiment. *Journal of Ecology* 82: 101–111.

Canales, J., Trevisan, M. C., Silva, J. F., Caswell, H. 1994. A demographic study of an annual grass (*Andropogon brevifolius* Schwarz) in burnt and unburnt savannas. *Acta Oecologica* 15(3): 261-273.

Castillo-Argüero, S., Martínez-Orea, Y., Romero-Romero, M. A., Guadarrama-Chávez, P., Núñez-Castillo, O., Sánchez-Gallén, I., Meave, J. A. 2007. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: aspectos florísticos y ecológicos. Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, UNAM, México, D.F. 294 p.

Caswell, H. 1978. A general formula for the sensitivity of population growth rate to changes in life history parameters. *Theoretical Population Biology* 14: 215–230.

Caswell, H. 1989. Matrix population models – construction, analysis, and interpretation. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA, 722 p.

Caswell, H. 1996. Analysis of life table response experiments II. Alternative parameterizations for size- and stage-structured models. *Ecological Modelling* 88: 73-82.

Caswell, H. 2000. Prospective and retrospective perturbation analyses and their use in conservation biology. *Ecology* 81: 619–627.

Caswell, H. 2001. Matrix population models. Sinauer Associates, Inc., Sunderland Massachusetts, USA. 713 p.

Caswell, H. 2008. Perturbation analysis of nonlinear matrix population models. *Demographic Research* 18: 59–116.

Caswell, H. 2007. Sensitivity analysis of transient population dynamics. *Ecology Letters* 10: 1–15.

Caswell, H. 2012. Matrix models and sensitivity analysis of populations classified by age and stage: a vec-permutation matrix approach. *Theoretical Ecology* 5: 403–417.

Caswell, H., Fujiwara, M. 2004. Beyond survival estimation: mark–recapture, matrix population models, and population dynamics. *Animal Biodiversity and Conservation* 27(1): 471–488.

Caswell, H., Shyu, E. 2012. Sensitivity analysis of periodic matrix population models. *Theoretical Population Biology* 82(4): 329-339.

Crone, E. E., Menges, E. S., Ellis, M. M., Bell, T., Bierzychudek, P., Ehrlén, J., Kaye, T. N., Knight, T. M., Lesica, P., Morris, W. F., Oostermeijer, G., Quintana-Ascensio, P. F., Stanley, A., Ticktin, T., Valverde, T., Williams, J. L. 2011. How do plant ecologists use matrix population models? *Ecology Letters* 14: 1-8.

Curtis, H., Bolaños, P., Aráoz, J., Behrens, V. 2008. *Biología*. 7ª. ed. Ed. Panamericana, , Mérida, Buenos Aires, Arg. 1160 p.

de-Camino-Beck, T., Lewis, M. A. 2007. A new method for calculating net reproductive rate from graph reduction with applications to the control of invasive species. *Bulletin of Mathematical Biology* 69(4): 1341-1354.

Emery, S. M., Gross, K. L. 2005. Effects of timing of prescribed fire on the demography of an invasive plant, spotted knapweed *Centaurea maculosa*. *Journal of Applied Ecology* 42(1): 60-69.

Ezard, H. G., Bullock, J. M., Dalglish, H. J., Millon, A., Pelletier, F., Ozgul, A., Koons, N. D. 2010. Matrix models for a changeable world: the importance of transient dynamics in population management. *Journal of Applied Ecology* 47: 515–523.

Fréville, H., Silvertown, J. 2005. Analysis of interspecific competition in perennial plants using life table response experiments. *Plant Ecology* 176(1): 69-78.

Gonze, D. 2015. Discrete age-structured models: The Leslie matrices. <http://article.sapub.org/10.5923.j.statistics.20170702.08.html>, revisado 15 de octubre del 2017.

Hartshorn, G. S. 1975. A matrix model of tree population dynamics. En: pp. 41-51. Golly, F. B.; Medina, E. *Tropical ecological systems*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, Alemania.

Izaguirre, P. I. 2008. Arrecife Alacranes. En Schüttler, E., Karez, C. S. (Eds.), Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas. UNESCO, Montevideo. 308 p.

Kesler, H. C., Trusty, J. L., Hermann, S. M., Guyer, C. 2008. Demographic responses of *Pinguicula ionantha* to prescribed fire: a regression-design LTRE approach. *Oecologia* 156(3): 545-557.

Lefkovitch, L. P. 1965. The study of populations growth in organisms grouped by stages. *Biometrika* 21: 1-18.

Leslie, P. H. 1945. The use of matrices in certain population mathematics. *Biometrika* 33: 183-212.

Montshiwa, M. I. 2007. Leslie Matrix Model in Population Dynamics. African Institute for Mathematical Sciences (AIMS). <http://users.aims.ac.za/~mosimanegape/essay.pdf>, fecha de revisión 15 de septiembre del 2017.

Picó, F. X. 2002. Desarrollo, análisis e interpretación de los modelos demográficos matriciales para la biología de conservación. *Ecosistemas*: 11 (3), <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/viewFile/241/237> fecha de revisión 15 de octubre del 2017.

Rojo, A. (comp.). 1994. Reserva Ecológica "El Pedregal de San Ángel", ecología, historia natural y manejo. Universidad Nacional Autónoma de México, México, México. 410 p.

Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. 2009. 413 St. Jacques Street, Suite 800, Montreal, Quebec, Canadá. Revisado en: www.cbd.int/convention/convention.shtml, 15 de octubre del 2017.

Segura-Burciaga, S. G. 1995. Estudio poblacional de *Eucalyptus resinifera* Smith. (Myrtaceae) en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, C.U., México, D.F. Tesis de Licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México. 90 p.

Segura-Burciaga, S. 2009. Introducción de especies: la invasión y el control de *Eucalyptus resinifera*. En: Pp.: 533-538; Lot, A. y Cano-Santana, Z. (Eds.), Biodiversidad del Pedregal de San Ángel. Universidad Nacional Autónoma de

México, Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y Coordinación de la Investigación Científica, D.F. México.

Silvertown, J., Franco, M., Menges, E. 1996. Interpretation of elasticity matrices as an aid to the management of plant populations for conservation. *Conservation Biology* 10: 591–597.

Vargas, R., Rodríguez, S. 2008. Dinámica de Poblaciones. En: Pp. 99-105, Ripa, R., Larral, P. (Eds.), *Manejo de Plagas en Paltos y Cítricos*. Colección Libros INIA N° 23, Instituto de Investigaciones Agropecuarias, La Cruz, Chile.

Verdy, A., H. Caswell. 2008. Sensitivity analysis of reactive ecological dynamics. *Bulletin of Mathematical Biology* 70: 1634-1659.

RECOMENDACIONES GENERALES

Los parámetros de los ciclos de vida de las especies seleccionadas se vieron fuertemente influenciados por la perturbación: la especie nativa está adaptada a mantener su crecimiento constante en los sitios conservados y como especie de naturaleza arvense, rápidamente responde de manera favorable a la perturbación. *Ricinus communis*, sin embargo, no está adaptada a las condiciones de los sitios naturales y requiere de una perturbación para establecerse.

Estas observaciones permiten generar estrategias de manejo para ambas especies dado que en caso de que existieran sitios en donde las poblaciones nativas de crotalaria estuvieran siendo disminuídas, se podrían recuperar en sitios perturbados para obtener abundante germoplasma para la restauración ecológica e ir recuperando a manera de atenuación natural los espacios perturbados.

Al respecto, los modelos proyectados establecen que esta especie es más vulnerable en la transición de banco de semillas a germinación lo cual se explica lógicamente al ser una especie con semillas recalcitrantes que requieren de condiciones de escarificación química para germinar. De ahí que es posible que exista la intervención de distintos vectores de dispersión que hicieran que los resultados encontrados en este trabajo difieran considerablemente de lo que sucede de manera natural.

El crecimiento, floración y fructificación de *R. communis* en los sitios conservados se ve retrasado dado que no esta especie no está propiamente adaptada a las condiciones microambientales que prevalecen en los mismos como poca profundidad de sustrato y menor iluminación. Esto representa una ventaja en los casos en los que se de la germinación de las semillas que han sido transportadas o vayan colonizando estos espacios ya que, además, la identificación de las plántulas es inequívoca y permite recomendar su manejo a través de prácticas de deshierbe manual de las plantas.

De manera contraria, aún los eventos que pudieran impactar de manera negativa en la supervivencia de las plantas de ricino establecidas en condiciones de perturbación, como las heladas, estimularon el rebrote y formación de escapos florales inclusive en una sola planta que podría bastar para poder recuperar a la población si el banco de semillas permaneciera en el suelo. Es de suma importancia que no se permita que los individuos superen la altura que les permite iniciar la fructificación ya que el manejo manual de cada planta se complica por la profundidad de las raíces que quedan en el suelo. A su vez, el efecto de competencia y densidad de las plantas también afectó la altura de los individuos en las parcelas en las que la mayor parte de ellos sobrevivieron. En el caso de encontrar sitios perturbados en la reserva donde las plantas hayan sobrevivido por varios años y se hayan consolidado a la fase arbórea, se puede considerar una propuesta del aprovechamiento sustentable de las semillas que se da en el anexo final de este trabajo en donde los beneficios puedan ser cambiados por la mano de obra necesaria para llevar a cabo su erradicación.

Finalmente, los modelos aplicados en este estudio acoplados a las fases del ciclo de vida de dos especies anuales con estrategias muy distintas permiten ser reproducidos en cualquier otra especie que se comporte de manera similar o bien, aumentar su valor predictivo en distintos escenarios como de depredación, competencia, etc.

CAPÍTULO III

Transferencia de Tecnología

Extracción de aceite de ricino (*Ricinus communis*) como propuesta sustentable de aprovechamiento de una planta invasiva

RESUMEN

Ricinus communis L. es una planta invasiva que se encuentra distribuida en diferentes ecosistemas de México, incluyendo la Reserva Ecológica del Pedregal San Ángel (REPSA). Como parte de los objetivos del Programa de Maestría en Ecología Aplicada, se hace una propuesta de aplicación derivada de los resultados generados durante la fracción teórica de la investigación. Se describe la metodología principal para el aprovechamiento sostenible de *R. communis*, cuyos aceites son utilizados para múltiples usos medicinales y cosméticos. Asimismo, esta propuesta es una estrategia para llevar a cabo un control mecánico de la especie.

Palabras clave: higuera, REPSA, escapos.

INTRODUCCIÓN

Ricinus communis, conocido como ricino, higuera o higuera del diablo (Martínez, 1979), es una planta herbácea alta o arbustiva, anual o perenne debido a la adaptabilidad al clima donde se encuentre. Se cree que tuvo su origen en África, por lo tanto, tiene un estatus de naturalizado exótico en México. *R. communis* L. es la única especie del género, que pertenece a la familia Euphorbiaceae, la cual comprende 280 géneros y alrededor de 8 mil especies en el mundo (Bradley *et al.*, 2011). El ricino es una especie perenne de vida corta que se poliniza por el viento en polinización cruzada; las flores femeninas de la parte superior generan los primeros frutos. Esta planta es fundamental en la industria

del biodiesel y en farmacéutica; es usada en etnobotánica en diferentes países para infinidad de servicios (Del Vitto *et al.*, 1998). Su producción se realiza en más de 30 países, principalmente en regiones áridas; la India y Brasil son los mayores productores con el 80 % del mercado internacional (Rukhsar *et al.*, 2017). A nivel ecológico, Marcolino de Assis y colaboradores (2011) demostraron que el polen del *Ricinus* es tóxico para las abejas melíferas.

R. communis es una especie altamente invasiva en todo el mundo, pionera en sucesión secundaria en hábitats perturbados y ruderales dada su gran resistencia y tolerancia a la sequía; crece en todos los tipos de suelo con pH de 4.5 a 8.3, temperaturas de 7 a 28 °C y precipitaciones anuales desde 200 a 4,300 mm (Carmona-Galindo *et al.*, 2013; Salihu *et al.*, 2014). Su estrategia de germinación le permite estar presente en una gran variedad de condiciones ambientales, lo que la sitúa como muy competitiva contra especies nativas (Martins *et al.*, 2011). Sus semillas pueden permanecer viables después de 19 años en un 40% y no perder la viabilidad en cuatro años almacenadas a temperatura ambiente (Kammili y Jatothu, 2015).

Aunque se encuentra en estado silvestre en casi toda la República Mexicana, *R. communis* no está catalogado dentro de las cien especies invasoras más dañinas del mundo (Aguirre-Muñoz *et al.*, 2009). Su cultivo se ha llevado a cabo en muy pocos lugares, principalmente en los valles centrales de Oaxaca donde la variedad más utilizada es la sanguínea, sembrada a una altitud de 2 540 msnm. Se establece en los climas cálidos, por lo que su crecimiento vegetativo empieza con las primeras lluvias en el mes de junio; en diciembre ocurre la dispersión de sus semillas.

En la REPSA el ricino ha sido diagnosticado dentro de las especies exóticas invasivas que vulneran la diversidad biológica nativa (Cano-Santana *et al.*, 2006; Castillo-Argüero *et al.*, 2009; Hernández-Martínez *et al.*, 2007; Rojo y Rodríguez, 2002). Antonio-Garcés y colaboradores (2009), al realizar prácticas de restauración en algunas zonas de amortiguamiento de la REPSA, encontraron que

el manejo cambiaba los porcentajes de cobertura de las especies invasoras en donde se practica el control mecánico del ricino como una de las más abundantes.

OBJETIVO

Estandarizar un proceso de extracción de aceite de *Ricinus communis*.

PROCEDIMIENTO

El procedimiento se estableció con una subpoblación de ricino presente en una vereda de la zona núcleo poniente de la REPSA.

a. Cosecha y almacenamiento de las semillas

1. Identificar las zonas en donde se encuentran individuos de *R. communis* en época de fructificación (enero y febrero). De preferencia, las cápsulas o frutos deben estar maduros, pero deseablemente no indehiscentes debido a que si se abren, las semillas se dispersarán y continuarán invadiendo el sitio. Las cápsulas tampoco deberán estar muy inmaduras ya que si las semillas no han madurado el aceite no será rico en ricinoles.



2. Tener a disposición un contenedor para desechos orgánicos con la finalidad de no dejar los restos de las plantas que se cortarán en el mismo sitio.



3. Reunir el equipo para las labores (guantes de carnaza, pinzas de poda, pala o pico, bolsas de papel estraza grandes, entre otros).



4. Iniciar la recolecta de todos los frutos cortando cada escapo a unos centímetros por debajo de las cápsulas basales y colocarlos invertidos cada uno en una bolsa de papel estrasa para evitar la dispersión de las semillas. Eliminar todas las varas hasta las más inmaduras a manera de no dejar ninguna en pie que de lugar a la formación de nuevas plantas.



5. Una vez terminado el retiro de todos los frutos, extraer la planta por completo desde la raíz si es necesario con la pala o pico y depositar los restos en el contenedor. Es muy importante no dejar brotes con raíces ya que el ricino es rebrotadora así que generará nuevos tallos si no se elimina por completo. La planta deberá ser trasladada a la planta de composta o incinerada para disminuir su propagación.
6. Almacenar las inflorescencias completas de todas las bolsas de papel de estrasa en un costal y en un lugar seco hasta su procesamiento. Los frutos cosechados se guardarán en cajas o bolsas a temperatura ambiente cuidando que no estén mojados. Si están húmedos deberán secarse al sol.



b. Tratamiento postcosecha

1. .Se separan todas las cápsulas de cada escapo, separando aquellos frutos que están inmaduros.



2. Las semillas se irán desprendiendo una a una de cada lóculo de cada una de las cápsulas maduras ya separadas de las inflorescencias. Si el fruto está indehiscente, se deberá dejar secar para que después las semillas sean extraídas. Este proceso puede ser por dos vías, mecánico con una descortezadora, o manual por impacto golpeando las semillas contenidas en el costal en una superficie dura. Todo el procedimiento debe hacerse con guantes.



3. Una vez extraídas las semillas, los restos de los materiales se desecharán cuidando que no contengan semillas, en un contenedor de desechos orgánicos. Las semillas se almacenarán en bolsas hechas con materiales

que permitan el paso de aire para evitar cualquier hidratación y contaminación y se guardarán a temperatura ambiente. Se deberá tener cuidado de no dispersar semillas en cada proceso.



c. Extracción de aceite de ricino

1. Las semillas liberadas de cada lóculo tienen una cobertura que recubre la testa, la cual deberá ser desprendida con ayuda de un mortero evitando que al llegar a los cotiledones, éstos se vean presionados liberando el aceite. Las semillas con testa tienen un aspecto café brillante con motas negras. Se cuantifica el volumen en un recipiente de un litro con las semillas limpias de aspecto blanquecino.



2. Colocar las semillas en una prensa hidráulica dentro del cilindro y asegurar el émbolo de la prensa.



3. Prensar poco a poco para la extracción del aceite que será depositado en un recipiente volumétrico para su medición.



4. El aceite obtenido se esteriliza por 20 min a 15 libras en una olla de presión para evitar que se contamine. Se almacena en un lugar fresco.



LITERATURA CITADA

Aguirre Muñoz, A., Mendoza Alfaro, R. (autores principales). 2009. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía. En: Pp. 277-318. *Capital natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. Conabio, México.

Antonio-Garcés, J., Peña, M., Cano-Santana, Z., Villeda, M., Orozco-Segovia, A. 2009. Cambios en la estructura de la vegetación derivados de acciones de restauración ecológica en las Zonas de Amortiguamiento Biológicas y Vivero Alto. En: Pp. 465-481. A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.), *Biodiversidad del Pedregal de San Ángel*. UNAM, Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y Coordinación de la Investigación Científica, D.F. México.

Bradley, J. M., Wang, M. L., Morse, S. A. 2011. *Ricinus*. In: Pp. 251-260. Kole, C. (ed.), *Wild Crop Relatives: Genomic and Breeding Resources*, Oilseeds, Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

Cano-Santana, Z., Pisanty, I., Segura, S., Mendoza-Hernández, P. E., León-Rico, R., Soberón, J., Tovar, E., Martínez-Romero, E., Del Carmen Ruiz, L., Martínez, A. 2006. Ecología, conservación, restauración y manejo de las áreas naturales y protegidas del Pedregal del Xitle. En: Pp. 203-226, Oyama, K. y A. Castillo (coords.). *Manejo, conservación y restauración de los recursos naturales en México. Perspectiva desde la investigación científica*. Universidad Nacional Autónoma de México y Siglo XXI, México.

Carmona-Galindo, V. D., Hinton-Hardin, D., Kagihara, J., Pascua, M. R. T. 2013. Assessing the Impact of Invasive Species Management Strategies on the Population Dynamics of Castor bean (*Ricinus communis* L., Euphorbiaceae) at Two Southern California Coastal Habitats. *Natural Areas Journal* Volume 33 (2): 222-226.

Castillo-Argüero, S., Martínez-Orea, Y., Meave, J. A., Hernández-Apolinar, M., Núñez-Castillo, O., Santibáñez-Andrade, G., Guadarrama-Chávez, P. 2009. Flora: susceptibilidad de la comunidad a la invasión de malezas nativas y exóticas. En: Pp. 107-133. A. Lot, Z. Cano-Santana (eds.) *Biodiversidad del Pedregal de San Ángel*. UNAM, Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y Coordinación de la Investigación Científica, D.F. México.

Del Vitto, E. M., Petenattiy, M., Petenatt, E. 1998. Recursos herbolarios de San Luis (Argentina). Segunda parte: plantas exóticas cultivadas, adventicias y/o naturalizadas. *Multequina* 7: 29-48.

Hernández-Martínez, O., Quiroz-Flores, A., Ramírez-García, P., Lot, A. 2007. Paisaje lacustre: ecología de la vegetación acuática. En: Pp. 45-62. A. Lot (coord.) *Guía ilustrada de la Cantera Oriente. Caracterización ambiental e inventario biológico*. Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Coordinación de la Investigación Científica, UNAM, D.F. México.

Kammili, A., Jatothu, J. 2015. Differential longevity of castor (*Ricinus communis* L.) germplasm conserved under uncontrolled storage conditions across extended periods. *Journal of Crop Improvement* 29: 706–719.

Marcolino de Assis, J. E., dos Santos-Fernandes, I. M., Santos, C. S., de Mesquita, L. X., Perira, R. A., Borges-Maracajá, P., Soto-Blanco, B. 2011. Toxicity of castor bean (*Ricinus communis*) pollen to honeybees. *Agriculture, Ecosystems and Environmental* 141: 221-223.

Martínez, M. 1979. Catálogo de nombres vulgares y científicos de plantas mexicanas. Fondo de Cultura Económica. México, D. F.

Martins, V. F., Haddad, B., Semir, J. 2011. Responses of the invasive *Ricinus communis* seedlings to competition and light. *New Zealand Journal of Botany* 49: 263-279.

Rojo, A., Rodríguez. J. 2002. *La flora del Pedregal de San Ángel*. SEMARNAT, INE, México, D.F. 84 p.

Rukhsar, M. P., Patel, D. J., Parmar, A. D., Kalola, S., Kumar. 2017. Morphological and molecular diversity patterns in castor germplasm accessions. *Industrial Crops and Products* 97: 316-323.

Salihu, B. Z., Gana, A. K., Apuyor, B. O. 2014. Castor Oil Plant (*Ricinus communis* L.): Botany, Ecology and Uses. *International Journal of Science and Research* 3 (5): 1333-1341.

*TRANSFERENCIA DEL CONOCIMIENTO Y
COMPROBANTES*

Transferencia del conocimiento

Demostraciones experimentales a nivel docencia

Fueron desarrolladas prácticas aplicadas en campo donde se hicieron demostraciones experimentales a diversos grupos de enseñanza de distintos niveles en el Proyecto Geopedregal de Ciudad Universitaria. En este módulo se enseñó cómo debe llevarse a cabo el manejo de dos especies competitivas que crecen en distintos ambientes; por ejemplo, al incidir en una etapa de su ciclo de vida para lograr que la población de la especie invasora decrezca considerablemente afectando su supervivencia, y favoreciendo, por tanto, a la especie nativa.

Además, se hicieron exposiciones del presente proyecto de investigación en varios foros científicos y de divulgación de la ciencia. A continuación se presentan las constancias correspondientes.

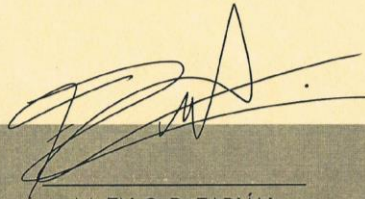
INSTITUTO DE GEOLOGÍA

OTORGA LA PRESENTE
CONSTANCIA A:

NÉSTOR TUNAL SÁNCHEZ

POR SU PARTICIPACIÓN EN:

VISITA DE LOS ALUMNOS DEL
INSTITUTO TECNOLÓGICO SUPERIOR DE
SAN MIGUEL EL GRANDE, TLAXIACO, OAXACA



M. EN C. R. FABIÁN
DURÁN AGUILAR





REPÚBLICA NACIONAL
CIUDAD DE MÉXICO

INSTITUTO DE GEOLOGIA
APARTADO POSTAL 70-296 CIUDAD UNIVERSITARIA
04510 MÉXICO, D.F.

Ciudad Universitaria, Ciudad de México, a 8 de abril del 2016.

Ing. Agr. Néstor Tunal Sánchez
PRESENTE

A través de la presente, le otorgo constancia en donde hago un reconocimiento y agradecimiento por su participación como docente teórico-práctico dentro de la materia de licenciatura "Taller de Restauración de Pedregales" de la Carrera de Ciencias de la Tierra de la Universidad Nacional Autónoma de México, que impartió los días 15, 17 y 19 de febrero del presente por tres horas cada día en la especialidad de especies invasoras contra nativas.

Atentamente,

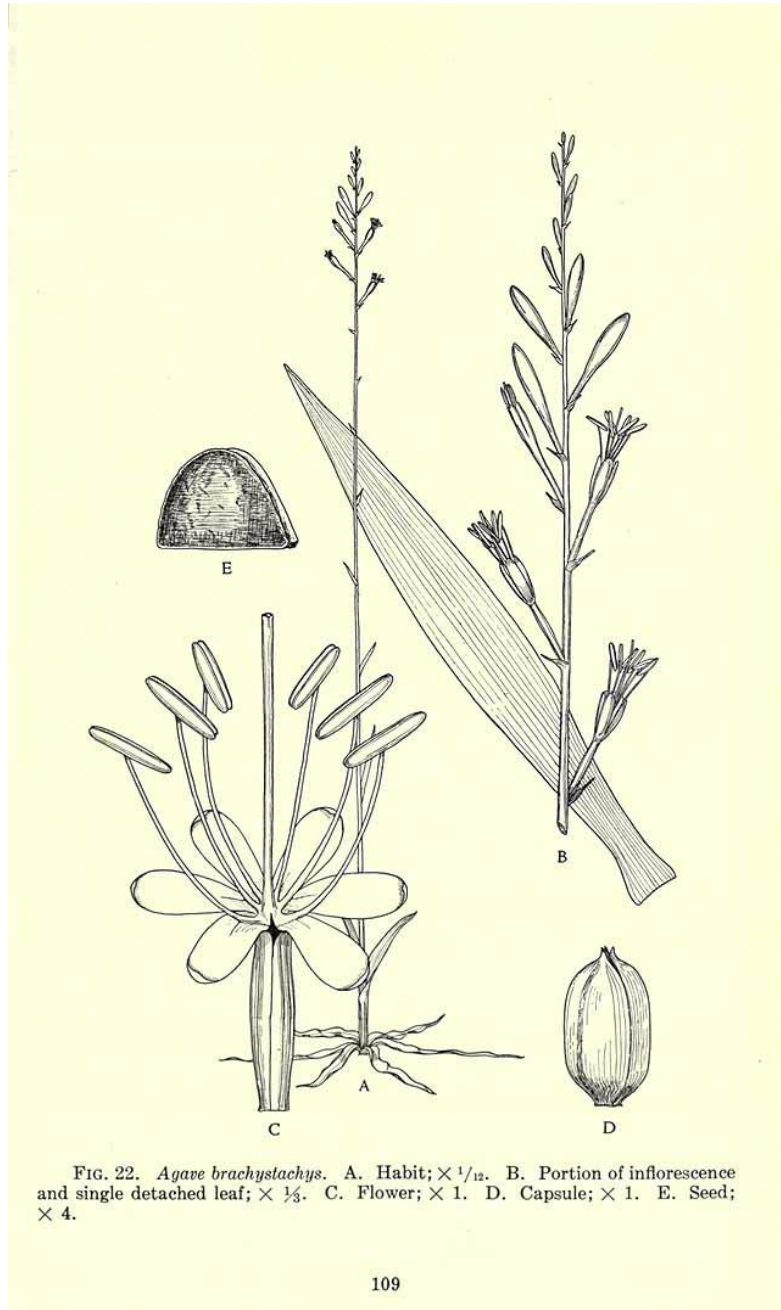


Dra. María del Pilar Ortega Larrocea
Titular de la materia.

Anexos

4. ANEXOS

4.1. Descripción botánica de la especie nativa *Manfreda scabra* (Ortega) McVaugh sin. *Manfreda brachystachya* (Cav.) Rose



Agave brachystachys Cav. imagen obtenida de McVaugh (1989).

Descripción científica (Lott y García-Mendoza, 1994).

Sinónimos: *Agave brachystachya* Cav., *Manfreda brachstachya* (Cav.) Rose, *Polianthes brachystachya* (Cav.) Shinnery.

Reino: Plantae
División: Angiosperms
Clase: Monocots
Orden: Asparagales
Familia: Asparagaceae
Subfamilia: Agavoideae

Hojas: de (4-)9-15, 25-60(-85) x (1.5-)2-4 cm, linear-lanceoladas, débiles, verdes, a veces con máculas purpúreas o parduscas, acanaladas, poco unduladas, semisuculentas; ápice agudo; márgenes enteros o papilados, angostamente hialinos; nervaduras prominentes en el envés, cada una con una hilera de papilas.

Espiga: de 1-2.2 m; brácteas del escapo largas y foliíferas, gradualmente más pequeñas; brácteas florales en su mayoría 1-2 cm, linear-lanceoladas, largamente acuminadas; bractéolas 3-5 mm.

Flores: de 5-6 cm, casi horizontales, curvadas; ovario 1-2 cm, elipsoide; tubo (0.9-) 1.3-2.8 cm, angostamente infundibuliforme, verde a pardusco; lobos 10-20 x 3-4 mm, oblongos, verde-amarillentos a castaño; filamentos sobrepasando al tubo por 2-3.5 cm, verdes a purpúreas.

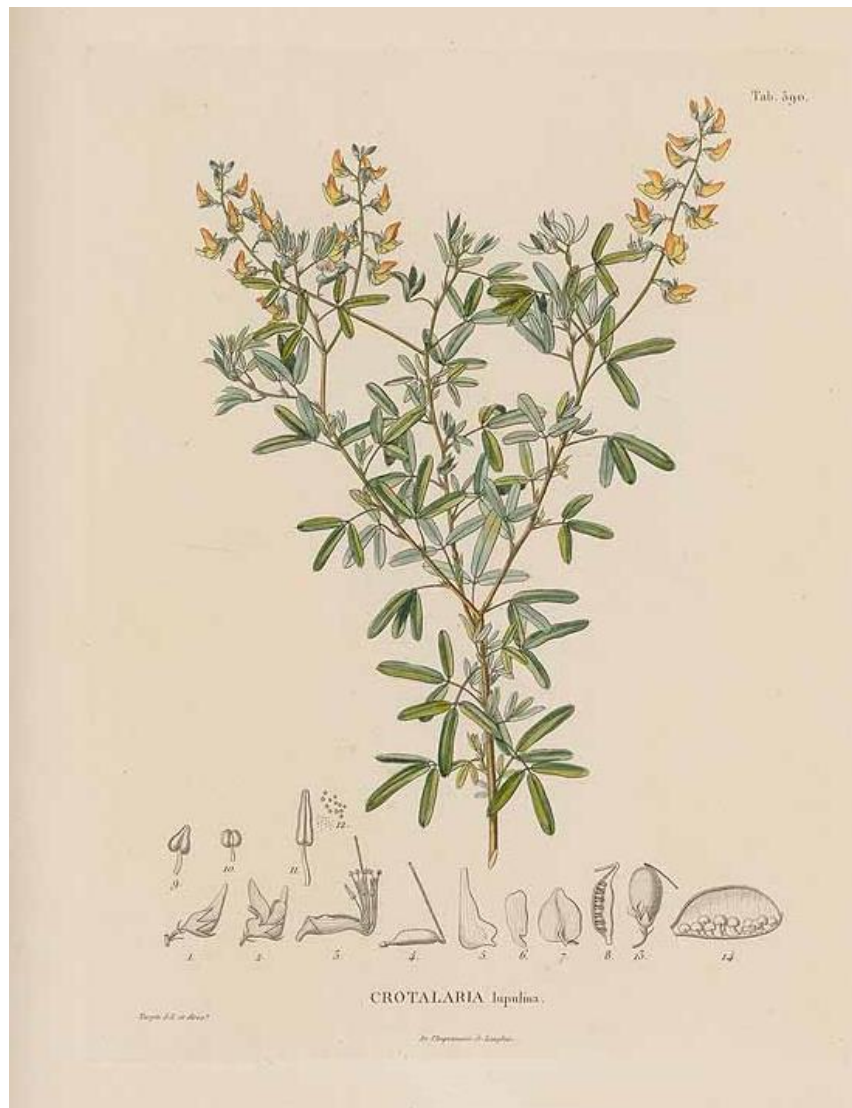
Cápsulas: en su mayoría 2-3 x 1-1.3 cm, oblongas, las flores marchitas generalmente persistentes o dejando una cicatriz en el hombro de la cápsula.

Referencias

Lott, J. E, García-Mendoza, A. 1994. Agavaceae. En: Pp. 35-47, Davidse, C. *et al.* (eds.) Flora Mesoamericana. Volumen 6. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología, México D.F.

McVaugh, R. 1989. Liliaceae. En: Pp. 120–293, McVaugh, R. (Ed.) Fl. Novo-Galiciana. The University of Michigan, Ann Arbor.

4.2. Descripción botánica de la especie nativa *Crotalaria pumila* (Ort.)



Crotalaria pumila Ortega [as *Crotalaria lupulina* Kunth] Imagen tomada de Espinosa y Sarukhán (1997).

Descripción científica (Rzedowski y Rzedowski, 2001)

División: Magnoliophyta
Clase: Magnoliopsida
Subclase: Rosidae
Orden: Fabales
Familia: Fabaceae

Subfamilia: Faboideae

Tribu: Crotalarieae

Hábito y forma de vida: Hierba erguida, ramificada.

Tamaño: De 30 a 50 cm de altura.

Tallo: Cubierto por pelos rectos, agudos y con la base redondeada, a simple vista parece no tener pelos.

Hojas: Trifolioladas, el pecíolo delgado, generalmente de la mitad del largo del foliolo terminal, foliolos obovados u obovado-oblongos, delgados, de 1 a 2 cm de largo por 2 a 8 mm de ancho, ápice redondeado, borde entero, base cuneada, haz sin pelos, envés con pelos rectos y de base redondeada.

Inflorescencia: Flores dispuestas en racimos y estos con pocas flores.

Flores: Las flores miden 1 cm de largo, pedicelos cortos; cáliz con pelos rectos, agudos y con base redondeada, con los lóbulos más largos que el tubo; corola amarilla, con el estandarte listado de rojo.

Frutos y semillas: El fruto es una legumbre inflada, oblonga, de 15 mm de largo por 8 mm de diámetro, con el ápice redondeado y con una proyección corta, rígida y aguda, con o sin pelos; semilla asimétricamente reniforme, de 1.5 a 2.6 mm de largo y 1.7 a 2.8 mm de ancho, comprimida, superficie, superficie punctulada, rara vez rugosa, de color café verdoso, verde amarillento o café.

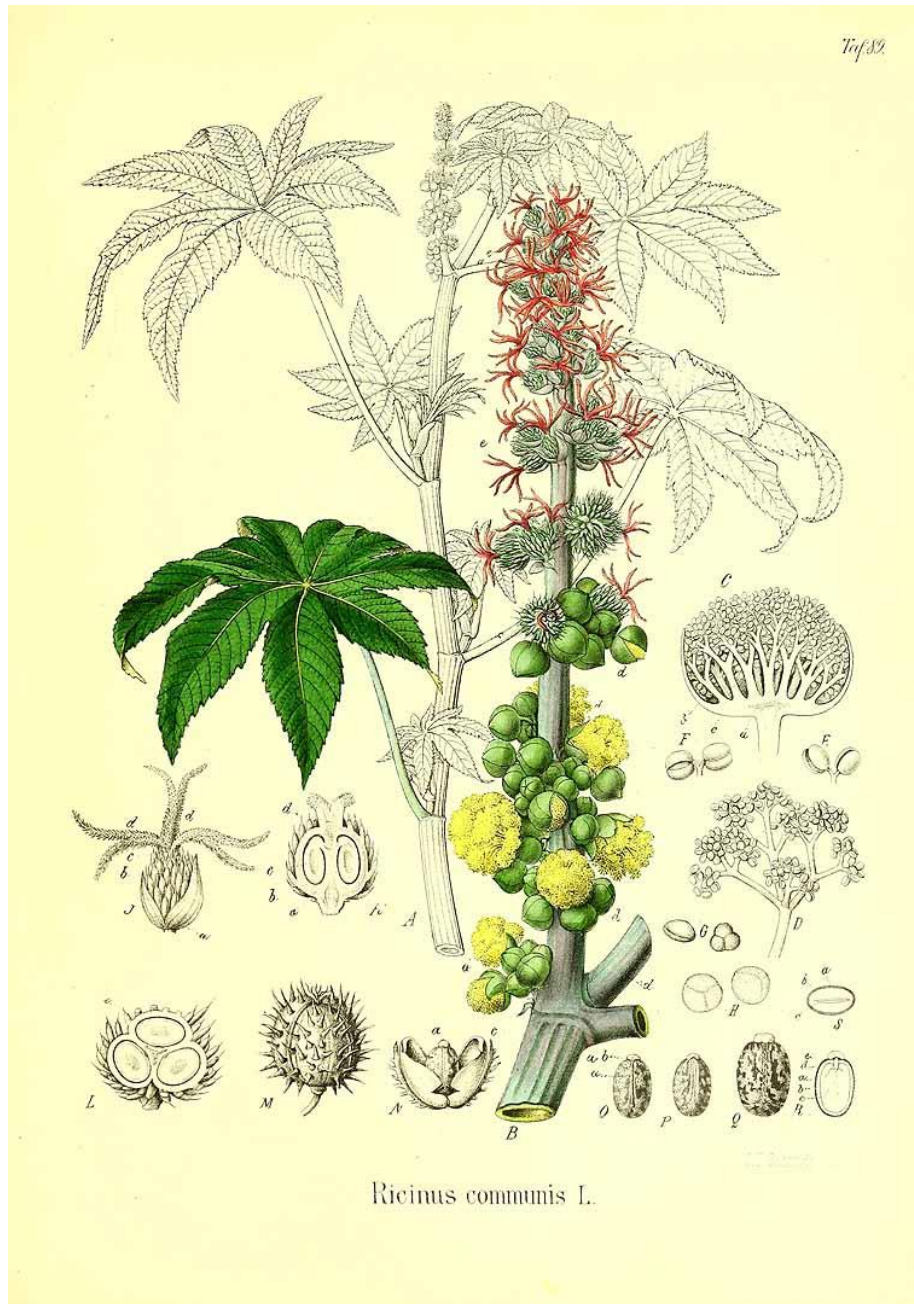
Plántulas: Hipocótilo cilíndrico de hasta 27 mm de largo; cotiledones de lámina elíptica de 8 a 9 mm de largo y 4.5 a 5 mm de ancho; epicótilo 10 a 13 mm de largo, con pelos; hojas alternas, compuestas.

Referencias

Espinosa, F. J., Sarukhán, J. 1997. Manual de Malezas del Valle de México. Claves, descripciones e ilustraciones. Universidad Nacional Autónoma de México. Fondo de Cultura Económica. México, D. F. 407 p.

Rzedowski, G. C. de, Rzedowski, J. 2005. Flora fanerogámica del Valle de México. 2a. ed., 1a reimp., Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Pátzcuaro (Michoacán), 1406 p.

4.3. Descripción botánica de la especie invasora *Ricinus communis* L.



Ricinus communis. Imagen tomada de Berg y Schmidt (1894-1896).

Descripción científica (Rzedowski y Rzedowski, 2005)

Reino: Plantae
Subreino: Tracheobionta
División: Magnoliophyta
Clase: Magnoliopsida
Subclase: Rosidae
Orden: Malpighiales
Familia: Euphorbiaceae
Subfamilia: Acalyphoideae
Tribu: Acalypheae
Subtribu: Riciniinae

Hábito y forma de vida: Planta herbácea alta, a veces algo arbustiva, de color verde claro a azul-grisáceo, en ocasiones rojiza.

Tamaño: Hasta de 6 m de alto.

Tallo: Engrosado, ramificado.

Hojas: Lámina casi orbicular, de 10 a 60 cm de diámetro, profundamente palmatilobada, las divisiones ovado-oblongas a lanceoladas, agudas o acuminadas, borde irregularmente dentado-glanduloso; pecíolo tan largo o más largo que la lámina: glándulas entre la lámina y el pecíolo.

Flores: Flores masculinas con un perianto de 6 a 12 mm de largo, el de las flores femeninas de 4 a 8 mm de largo, ovario densamente cubierto por largos tubérculos blandos, que parecen pelos gruesos.

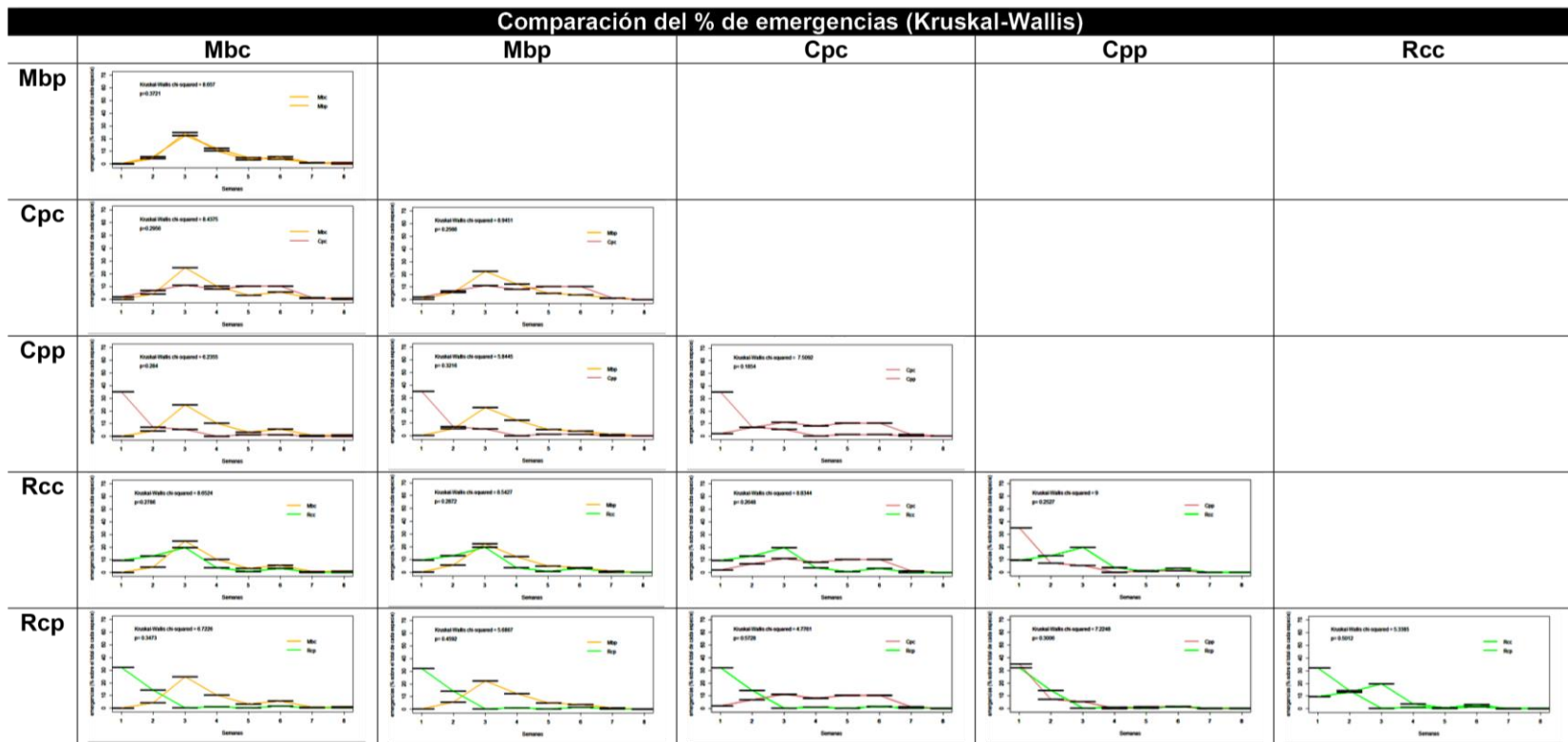
Frutos y semillas: El fruto es una cápsula subglobosa, de 1.5 a 2.5 cm de largo, con espinas cortas y gruesas (equinado); semillas elipsoides, algo aplanadas, de 10 a 17 mm de largo, lisas, brillantes, frecuentemente jaspeadas de café y gris, conspicuamente carunculadas.

Referencias

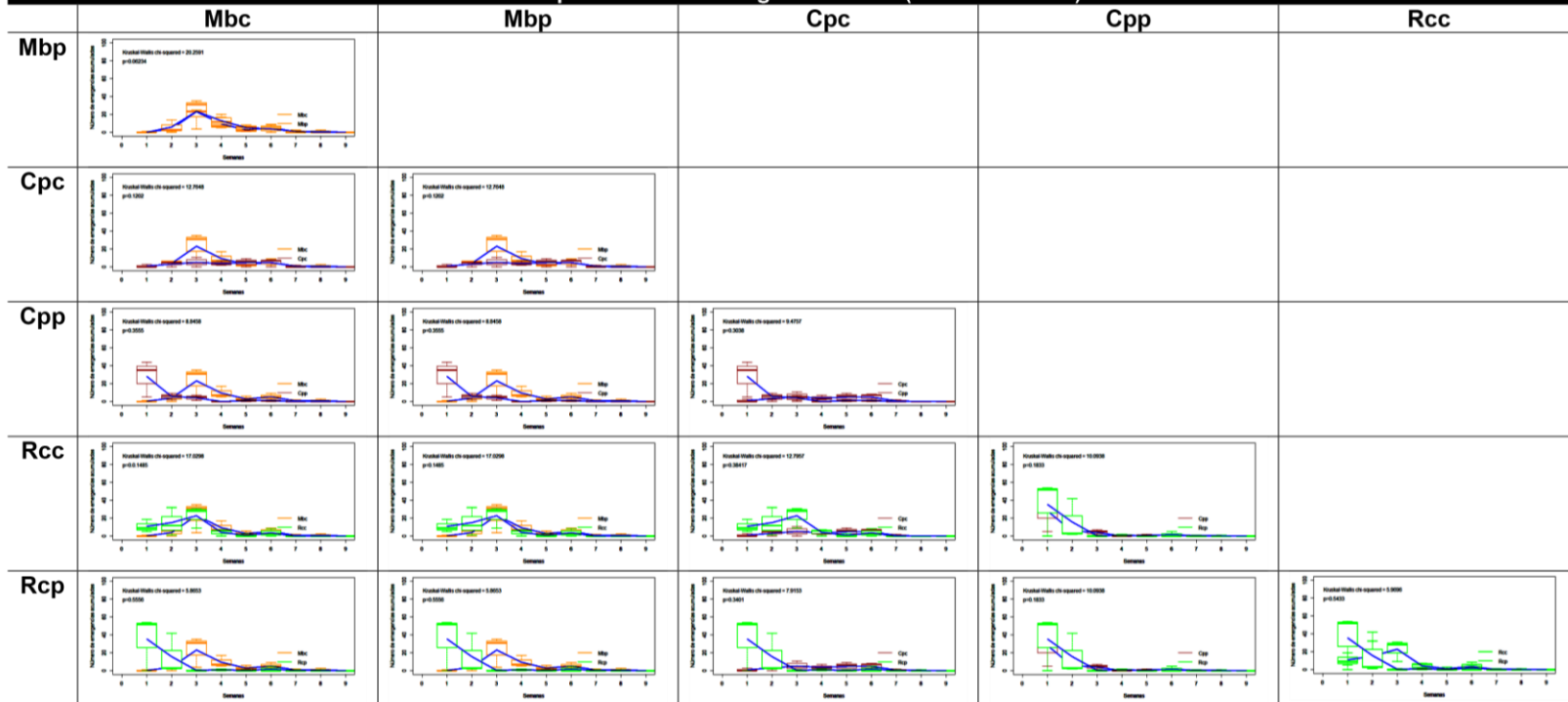
Berg, O. C., Schmidt, C. F. 1894-1896. Atlas der officinellen Pflanzen, vol. 2: t. 89 [n.a.].

Rzedowski, G. C. de, Rzedowski, J. 2005. Flora fanerogámica del Valle de México. 2a. ed., 1a reimp., Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Pátzcuaro (Michoacán), 1406 p.

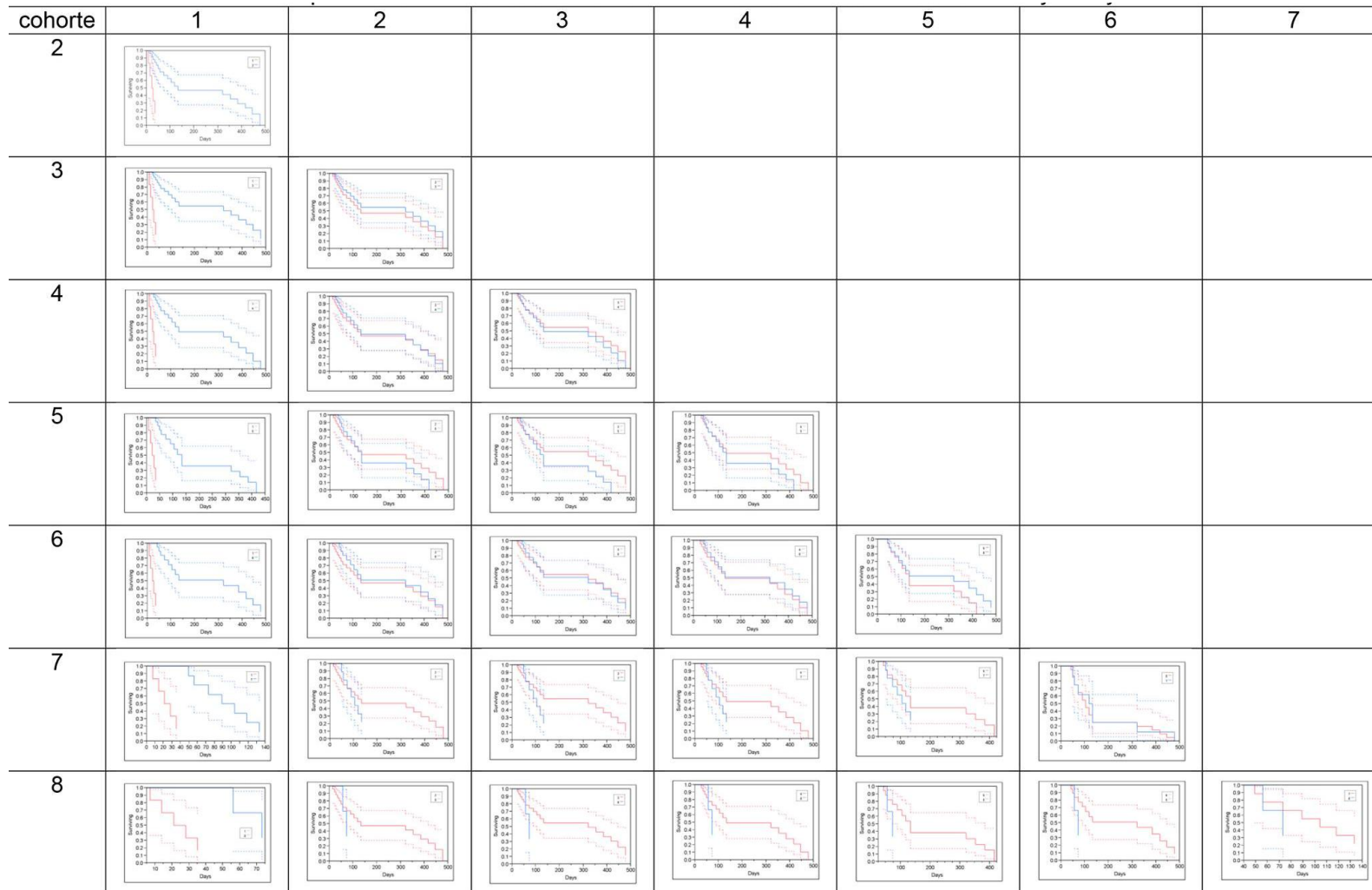
4.4 Análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis donde se compararon los tratamientos por especie y los tratamientos entre especies en la germinación (Mb= *Manfreda scabra*, Cp = *Crotalaria pumila*, Rc= *Ricinus communis*) en dos sitios uno conservado (c) y otro perturbado (p) en un pedregal sujeto a restauración ecológica en Ciudad Universitaria, CDMX. Porcentajes de emergencias en la primer figura y tasa de germinación en la inferior sin percibir diferencias significativas en la primera.



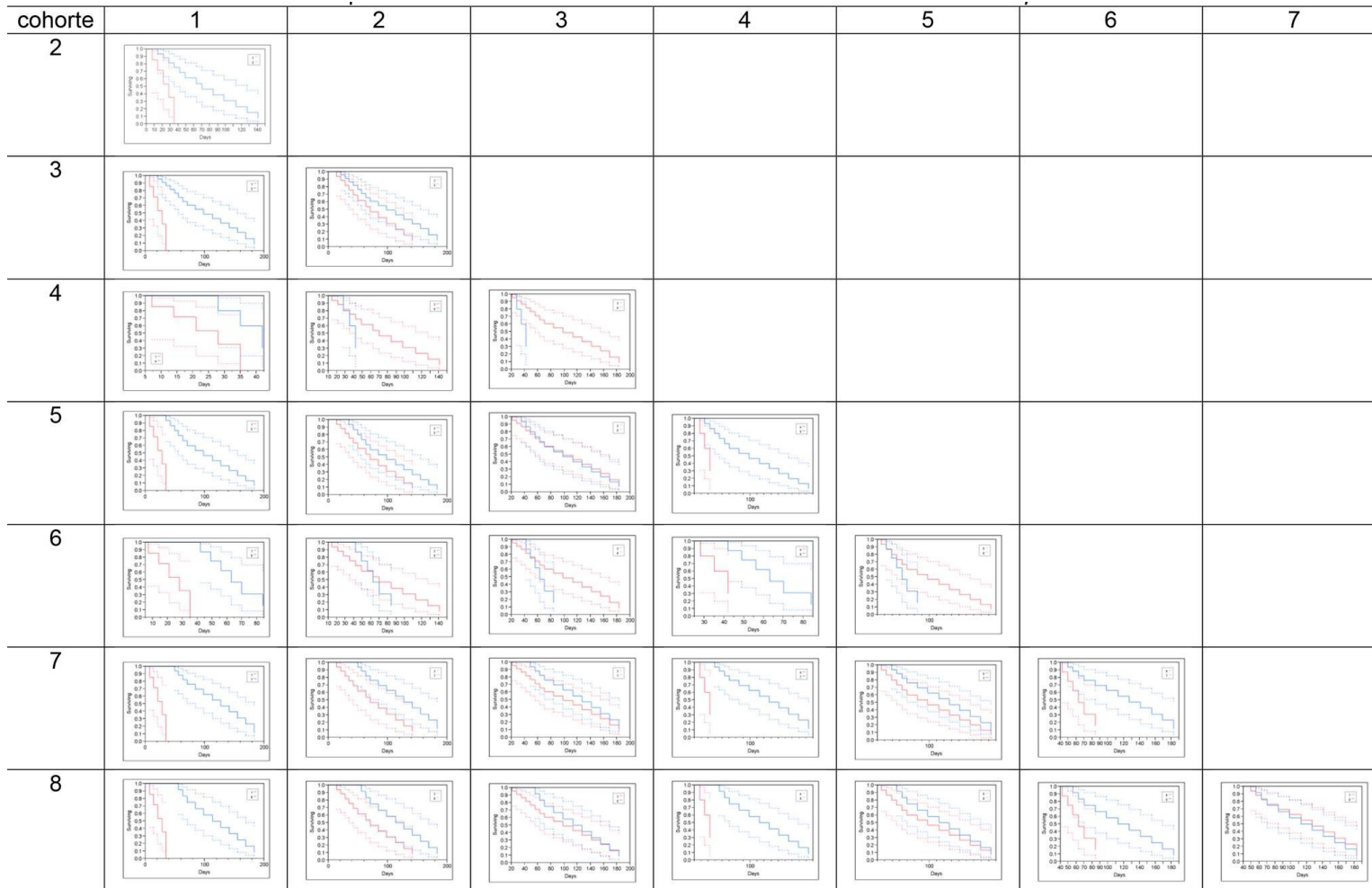
Comparación Tasa de germinación (Kruskal-Wallis)



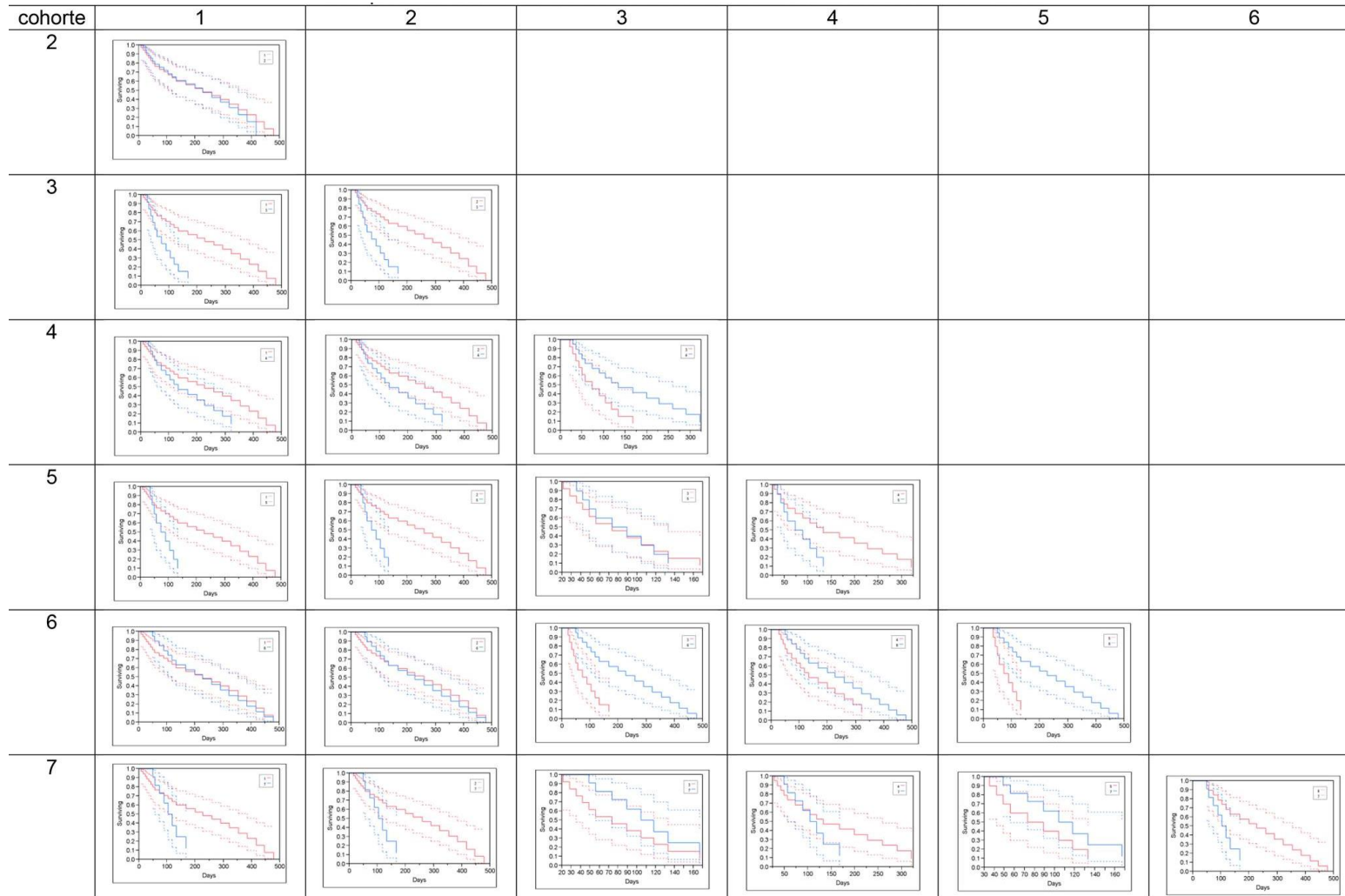
4.5. Prueba de Log Rank para la evaluación de la supervivencia por cohortes en la especie nativa *Manfreda scabra* en el sitio conservado en un pedregal sujeto a restauración ecológica en la Ciudad Universitaria, CDMX.



4.6. Prueba de Log Rank para la evaluación de la supervivencia por cohortes en la especie nativa *Crotalaria pumila* en el sitio conservado en un pedregal sujeto a restauración ecológica en la Ciudad Universitaria, CDMX.



4.7. Prueba de Log Rank para la evaluación de la supervivencia por cohortes en la especie invasora *Ricinus communis* en el sitio perturbado en un pedregal sujeto a restauración ecológica en la Ciudad Universitaria, CDMX.



4.8. Comparación de las alturas totales (Kruskal-Wallis) de las tres especies (Mb= *Manfreda scabra*, Cp = *Crotalaria pumila*, Rc= *Ricinus communis*) en dos sitios uno conservado (c) y otro perturbado (p) en un pedregal sujeto a restauración ecológica en Ciudad Universitaria, CDMX.

Comparación alturas en centímetros (Kruskal-Wallis)

