



"El saber de mis hijos
hará mi grandeza"

UNIVERSIDAD DE SONORA

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD
DEPARTAMENTO DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS Y
TECNOLÓGICAS

POSGRADO EN BIOCENCIAS

ANÁLISIS ESPACIO-TEMPORAL DE LA DISTRIBUCIÓN DE LA COBERTURA DE SUELO Y LA DINÁMICA DE LA VEGETACIÓN EN ZONAS DE INTERÉS PARA LA CONSERVACIÓN EN EL CENTRO-ESTE DEL ESTADO DE SONORA.

TESIS

que para obtener el grado de:

MAESTRA EN BIOCENCIAS

presenta:

SARA DENNIS PACHECO

Hermosillo, Sonora, México

Diciembre de 2022

Universidad de Sonora

Repositorio Institucional UNISON



**"El saber de mis hijos
hará mi grandeza"**



Excepto si se señala otra cosa, la licencia del ítem se describe como openAccess

Hermosillo, Sonora a 10 de Diciembre del 2022.

Asunto: Cesión de derechos

**UNIVERSIDAD DE SONORA
P R E S E N T E.**

Por este conducto hago constar que soy autor y titular de la obra denominada **Análisis espacio-temporal de la distribución de la cobertura de suelo y la dinámica de la vegetación en zonas de interés para la conservación en el centro-este del estado de Sonora**, en los sucesivo LA OBRA, realizada como trabajo terminal con el propósito de obtener el Grado de **Maestra en Biociencias**, en virtud de lo cual autorizo a la Universidad de Sonora (UNISON) para que efectúe la divulgación, publicación, comunicación pública, distribución, distribución pública, distribución electrónica y reproducción, así como la digitalización de la misma, con fines académicos o propios de la institución y se integren a los repositorios de la universidad, estatales, regionales, nacionales e internacionales.

La UNISON se compromete a respetar en todo momento mi autoría y a otorgarme el crédito correspondiente en todas las actividades mencionadas anteriormente.

De la misma manera, manifiesto que el contenido académico, literario, la edición y en general cualquier parte de LA OBRA son de mi entera responsabilidad, por lo que deslindo a la UNISON por cualquier violación a los derechos de autor y/o propiedad intelectual y/o cualquier responsabilidad relacionada con la OBRA que cometa el suscrito frente a terceros.

ATENTAMENTE

Sara Dennis Pacheco



Nombre y Firma del Autor



LIC. GILBERTO LEÓN LEÓN
Abogado General
UNIVERSIDAD DE SONORA

Hermosillo, Sonora, México

Diciembre, 2022.



UNIVERSIDAD DE SONORA
DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD
DEPARTAMENTO DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS Y TECNOLÓGICAS
POSGRADO EN BIOCENCIAS



APROBACIÓN

Los miembros del Comité designado para revisar la tesis titulada “Análisis espacio-temporal de la distribución de la cobertura de suelo y la dinámica de la vegetación en zonas de interés para la conservación en el centro-este del estado de Sonora” presentada por Sara Dennis Pacheco, la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito parcial para obtener el grado de Maestra en Biociencias con Opción en Ecología y Sustentabilidad de Zonas Áridas.

Dr. José Raúl Romo León
Director y Presidente

Dr. Alejandro Emilio Castellanos Villegas
Sinodal interno y Secretario

Dra. María Cristina Peñalba Garmendia
Sinodal Interno

Dra. Gudelia Figueroa Preciado
Sinodal Externo

DEDICATORIA

A Victoria Estefanía,

niña mazapán.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico brindado durante la realización de este proyecto de maestría, con número de becario 771195.

A la Universidad de Sonora y al Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (DICTUS) por brindar el espacio y medios de trabajo.

Al Posgrado en Biociencias, por darme la oportunidad de continuar mi formación académica en su programa de maestría.

Al Laboratorio de Ecosistemas y Percepción Remota por ofrecer un espacio de trabajo colaborativo y ameno, además de ser un lugar de aprendizaje constante a lo largo de estos años.

A los responsables y manejadores de la reserva Jaguar del Norte (NJR), por brindar la oportunidad de colaborar con su equipo de trabajo y compartir momentos en ese escondido y bonito lugar de la sierra sonoreense.

A mi director de tesis, el Dr. José Raúl Romo León, por guiarme y acompañarme a lo largo de este pedazo del camino, por su apoyo constante tanto en lo académico como en lo personal.

Al Dr. Alejandro Emilio Castellanos Villegas por sus consejos académicos, filosóficos y de vida. Por su tiempo invaluable y sus sesiones de terapia disfrazadas de pláticas mundanas.

A la Dra. María Cristina Peñalba Garmendia, por sus valiosas observaciones y aportaciones que saben dar giros frescos y novedosos a las ideas de las cuales surge este trabajo.

A la Dra. Gudelia Figueroa Preciado por su gran disposición para resolver dudas y brindar una excelente asesoría en puntos clave del proyecto.

Al Laboratorio de Investigación y Consultoría Estadística (LICE) del Departamento de Matemáticas y a los alumnos del curso de Estadística para Ciencia de Datos, por su invaluable apoyo y colaboración en el aprendizaje interdisciplinario, mismo que fue de gran relevancia para el desarrollo de esta tesis.

A la Dra. Reyna Amanda Castillo Gámez, por su desinteresado y muy atinado apoyo a lo largo de este periodo académico, por facilitarme contenidos interesantes y estar siempre dispuesta a compartirme de su saber.

A mi familia, mis padres, hermana y tío, por estar presentes en cada día, aun sin vernos cada día. Por sus ejemplos y enseñanzas, por sus consejos silenciosos y sus apapachos intangibles. A la familia lejana en distancia, pero cercana en sentimiento, en recuerdos, anécdotas y momentos especiales que sobreviven al tiempo. A la parte de la familia de otra familia taxonómica.

A mis compañeros de laboratorio que se han transformado en compañeros de vida y en amigos cercanos, a Masuly, Carlos, Marina, Enrique, al Dr. José Llano. A todos mis compañeros del posgrado en Biociencias, que, aunque tuvimos pocos momentos de convivencia, fueron todos estos valiosos y relevantes.

A los amigos de siempre y por lo que hacen siempre, compartirme de lo que son. A mis chopolompos y chopolompas, que, aunque no son míos ni son mis cautivos, elijo llevarlos conmigo a todos lados. A ellos por acompañarme y dejarse acompañar, por construirme. Por sus apariciones, preguntas y monitoreo. Por “ser” en mí.

¡Muchas gracias!

RESUMEN

La designación de áreas protegidas es clave en políticas de conservación. Tras su establecimiento cambian las dinámicas de aprovechamiento, volviéndolas buenos escenarios para el estudio de dinámicas ecológicas. La Reserva Jaguar del Norte (NJR), es una propiedad privada destinada a la conservación del centro-este del estado de Sonora donde se ha implementado la exclusión de ganado bovino y otras acciones para la conservación a partir del 2003. Para determinar el efecto de su implementación sobre la composición, distribución y fenología de la vegetación, se realizaron protocolos de medición en campo y análisis espacial. Posteriormente a la caracterización de las coberturas de suelo se solicitaron imágenes satelitales para los años 2003, 2010 y 2018 (LANDSAT 5 TM y 8 OLI y PlanetScope-Dove Classic), con las que se realizaron clasificaciones supervisadas y análisis de cambio. Adicionalmente se solicitó una cronosecuencia del producto MOD13Q1 de MODIS, con índices de la vegetación NDVI y EVI del 18 de febrero del 2000 al 18 de diciembre del 2020, para estimar parámetros fenológicos en sitios que mantuvieron la misma clasificación (2003-2018), dentro y fuera de la NJR. Los resultados muestran una mayor estabilidad de área para los matorrales subtropical y xerófilo, y una tendencia a la disminución de pastizal inducido dentro la reserva. Los índices de vegetación y parámetros de duración y productividad de la temporada mostraron diferencias entre clases y al ser comparadas dentro y fuera de la NJR. El inicio de la temporada mostró un patrón hacia un inicio más tardío dentro de la reserva. Las características del paisaje analizadas sugieren la influencia de factores que trascienden al establecimiento de la NJR. Sin embargo, se reconoce un efecto de las condiciones generadas a partir del manejo sostenido en el interior de la reserva sobre los procesos espaciotemporales (distribución y función) de la vegetación.

ABSTRACT

The designation of protected areas is key in conservation policies. After their establishment, the dynamics of use change, which makes them good scenarios for the study of ecological dynamics. The Northern Jaguar Reserve (NJR), is a private property destined for conservation in the center-east of the state of Sonora where the exclusion of cattle and other actions for conservation have been implemented since 2003. To determine the effect of its implementation on the composition, distribution and phenology of the vegetation, protocols for field measurement and spatial analysis were carried out. After the characterization of the land covers, satellite images were requested for the years 2003, 2010 and 2018 (LANDSAT 5 TM and 8 OLI and PlanetScope-Dove Classic), with which supervised classifications and change analyzes were performed. Additionally, a chronosequence of the MODIS product MOD13Q1 was requested, with NDVI and EVI vegetation indices from February 18, 2000 to December 18, 2020, to estimate phenological parameters at sites that maintained the same classification (2003-2018), inside and outside the NJR. The results show a greater stability of the area for the subtropical and xerophytic scrublands, and a tendency towards the reduction of induced grassland within the reserve. The vegetation indices and parameters of duration and productivity of the season showed differences between classes and when compared inside and outside the NJR. The start of the season showed a pattern toward a later start within the reserve. The characteristics of the landscape analyzed here suggest the influence of factors that transcend the establishment of the NJR. However, an effect of the conditions generated from sustained management inside the reserve on the spatio-temporal processes (distribution and function) of the vegetation is recognized.

ÍNDICE GENERAL

APROBACIÓN	i
DEDICATORIA.....	ii
AGRADECIMIENTOS.....	iii
RESUMEN.....	v
ABSTRACT	vi
ÍNDICE DE FIGURAS	ix
ÍNDICE DE TABLAS.....	xi
INTRODUCCIÓN.....	1
I. ANTECEDENTES.....	5
I.1 El ser humano como agente transformador del paisaje y su biodiversidad.....	5
I.2 Implementación de reservas como estrategia para conservación de la naturaleza.....	6
I.3 Usos de la percepción remota y teledetección en conservación.....	9
I.4 Efectos en la vegetación tras cambios de uso de suelo.....	12
I.5 El caso de la Reserva Jaguar del Norte (NJR).....	13
II. HIPÓTESIS	16
III. OBJETIVOS.....	17
III.1 OBJETIVO GENERAL.....	17
III.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
IV. METODOLOGÍA	18
IV.1 Área de estudio	18
IV.2 Caracterización de la estructura de la vegetación.....	21
IV.2.1 Esquema de clases.....	21
IV.2.2 Estimación de cobertura general y composición de especies leñosas.....	21
IV.2.3 Estimación de diversidad de especies leñosas	22
IV.2.4 Imágenes aéreas con VANT	22
IV.3 Clasificaciones de cobertura de suelo.....	23
IV.3.1 Selección de imágenes para la clasificación	23
IV.3.2 Variables consideradas para la clasificación.....	24
IV.3.3 Puntos de entrenamiento	25
IV.3.4 Clasificación supervisada.....	26
IV.3.5 Análisis de precisión	26

IV.3.6	Análisis de cambio	27
IV.3.7	Métricas del paisaje.....	27
IV.4	Comportamiento fenológico de la vegetación	28
IV.4.1	Obtención de compuestos de imágenes	28
IV.4.2	Estimación de parámetros fenológicos	29
IV.4.3	Comparación dentro y fuera de la NJR.....	30
IV.4.4	Comparación entre clases de vegetación	30
IV.4.5	Comparación entre clases de vegetación y ubicación dentro o fuera de la NJR.....	31
V.	RESULTADOS	32
V.1	Caracterización de la estructura de la vegetación	32
V.1.1	Esquema de clases	32
V.1.2	Estimación de cobertura general y composición de especies leñosas	34
V.1.3	Estimación de diversidad de especies leñosas.....	37
V.2	Clasificaciones de cobertura de suelo	38
V.2.1	Selección de imágenes para la clasificación.....	38
V.2.2	Variables consideradas para la clasificación	39
V.2.3	Puntos de entrenamiento	41
V.2.4	Mapas de cobertura	41
V.2.5	Análisis de cambio	53
V.2.6	Métricas del paisaje.....	58
V.3	Comportamiento fenológico de la vegetación	61
V.3.1	Comparación dentro y fuera de la NJR	61
V.3.2	Comparación entre clases de vegetación.....	70
V.3.3	Comparación entre clases de vegetación y ubicación dentro o fuera de la NJR.....	76
VI.	DISCUSIÓN.....	77
VI.1	Caracterización de la estructura de la vegetación.....	77
VI.2	Clasificaciones de cobertura de suelo.....	78
VI.3	Comportamiento fenológico de la vegetación	81
VII.	CONCLUSIONES	84
VIII.	RECOMENDACIONES	86
IX.	LITERATURA CITADA.....	87
X.	APÉNDICES	95

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA		PÁGINA
1	Localización de la Reserva Jaguar del Norte (NJR).	18
2	Porcentaje de cobertura del estrato leñoso (arbóreo y arbustivo) y herbáceo, para cada una de las clases de vegetación muestreadas.	34
3	Mapa de clasificación del año 2003 para el área de la NJR.	42
4	Izquierda: Mapa de clasificación del año 2003 para la totalidad del área de estudio, Derecha: Filtro de paso bajo aplicado a la clasificación del año 2003. La simbología es la misma utilizada para el área de la reserva.	43
5	Mapa de clasificación del año 2010 para el área de la NJR.	44
6	Izquierda: Mapa de clasificación del año 2010 para la totalidad del área de estudio, Derecha: Filtro de paso bajo aplicado a la clasificación del año 2010. La simbología es la misma utilizada para el área de la reserva.	45
7	Mapa de clasificación del año 2018 para el área de la NJR.	46
8	Izquierda: Mapa de clasificación del año 2018 para la totalidad del área de estudio, Derecha: Filtro de paso bajo aplicado a la clasificación del año 2018. La simbología es la misma utilizada para el área de la reserva.	47
9	Mapa de clasificación del año 2018 para el área de la NJR (PlanetScope).	48
10	Izquierda: Mapa de clasificación del año 2018 para la totalidad del área de estudio, Derecha: Filtro de paso bajo aplicado a la clasificación del año 2018 (PlanetScope). La simbología es la misma utilizada para el área de la reserva.	49
11	Porcentaje de cobertura por clase de vegetación y año de clasificación, para toda el área de estudio.	51
12	Porcentaje de cobertura por clase de vegetación y año de clasificación, para el área de la NJR.	52
13	Flujos de cambios de cobertura de suelo 2003-2018 para el área de estudio (AE).	55
14	Flujos de cambios de cobertura de suelo 2003-2018 para el área de la NJR.	56
15	Número de fragmentos por clase y año de clasificación.	59
16	Perímetro del ecotono por clase y año de clasificación.	60
17	Porcentaje de área núcleo por clase y año de clasificación.	60
18	Tendencia y patrón estacional de los valores promedio de NDVI, para	64

	cada una de las clases de vegetación, dentro y fuera de la NJR, a lo largo de la cronosecuencia (2000-2020).	
19	Gráfico de caja y bigotes de la sumatoria de NDVI de los pixeles correspondientes a regiones que mantuvieron la misma clasificación (2003-2018), para la temporada húmeda del año 2020, dentro y fuera de la NJR.	65
20	Tendencia y patrón estacional de los valores promedio de EVI, para cada una de las clases de vegetación, dentro y fuera de la NJR, a lo largo de la cronosecuencia (2000-2020).	69
21	Gráfico de caja y bigotes de la sumatoria de EVI de los pixeles correspondientes a regiones que mantuvieron la misma clasificación (2003-2018), para la temporada húmeda del año 2020, dentro y fuera de la NJR.	70
22	Gráfico de caja y bigotes que muestra los valores del inicio de la temporada de crecimiento.	71
23	Gráfico de caja y bigotes que muestra los valores duración de la temporada de crecimiento.	72
24	Gráfico de caja y bigotes que muestra los valores de la integral menor de las temporadas de crecimiento.	72

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA		PÁGINA
1	Selección de métricas del paisaje utilizadas.	28
2	Características del producto solicitado del sensor MODIS.	29
3	Descripción general de las clases presentes en el área de estudio.	32
4	Porcentajes de cobertura por especie dentro de cada clase (considerando solamente estratos arbustivo y arbóreo).	35
5	Número de especies presentes, abundantes y muy abundantes por clase de vegetación, según las estimaciones de diversidad utilizando los tres primeros números de Hill (1973).	38
6	Precipitación anual acumulada para los años seleccionados.	39
7	Selección de fechas de imágenes satelitales utilizadas.	39
8	Bandas satelitales y total de variables explicativas consideradas para la elaboración de mapas de clasificación de cobertura.	40
9	Número total de puntos de entrenamiento para realizar las clasificaciones supervisadas de cobertura de suelo.	41
10	Número de hectáreas por clase de cobertura y año de clasificación para la totalidad del área de estudio.	51
11	Número de hectáreas por clase de cobertura y año de clasificación para el área de la NJR.	52
12	Porcentaje de área que fue catalogada como la misma clase o que cambió de una clase de cobertura a otra en el lapso 2003-2018, para el área de estudio en general y para la NJR.	53
13	Porcentaje de cambios de cobertura de suelo 2003-2018 para el AE.	55
14	Porcentaje de cambios de cobertura de suelo 2003-2018 para el área de la NJR.	56
15	Comparaciones estadísticas de la sumatoria de NDVI en temporada húmeda (27 de julio - 15 de octubre) de 2020, dentro y fuera de la NJR, para cada clase de vegetación.	62
16	Comparaciones estadísticas de la sumatoria de EVI en temporada húmeda (27 de julio - 15 de octubre) de 2020, dentro y fuera de la NJR, para cada clase de vegetación.	66
17	Clases de vegetación que resultaron estadísticamente diferentes entre sí respecto a su ubicación geográfica para el parámetro fenológico de duración de la temporada de crecimiento.	73
18	Clases de vegetación que resultaron estadísticamente diferentes entre sí respecto a su ubicación geográfica para el parámetro fenológico de	75

integral menor de la temporada de crecimiento.

- 19 Resultados del diseño experimental por bloques (Los bloques representan la ubicación dentro o fuera de la reserva). 76

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, el planeta se ha transformado más rápido que nunca en la historia de la humanidad. Entre las consecuencias más preocupantes de dichas transformaciones se encuentra la pérdida de biodiversidad, provocada por profundos cambios en el estructura y funcionamiento de ecosistemas, lo cual ha ocurrido a diversas escalas (desde local a planetaria) (WWF, 2020). Con el fin de preservar espacios de alto valor natural, la designación de áreas naturales protegidas (ANP) se ha vuelto un recurso de importancia cada vez más reconocida, pasando a formar parte de las principales políticas de conservación tanto en México como en el resto del mundo (Villalobos, 2000; Durand y Jiménez, 2010). Estos lugares son definidos como áreas geográficamente delimitadas que se encuentran administradas para lograr objetivos específicos de conservación (Naciones Unidas, 1992). Al presentar límites geográficos específicos, posibilitan conocer y controlar en gran medida lo que ocurre en su interior, ya que usualmente se cuenta con un buen registro de las acciones antropogénicas o de conservación que se llevan a cabo y el momento en el cual ocurren. Consecuentemente, propician condiciones que facilitan el seguimiento de fenómenos y procesos ecológicos a largo plazo, mediante el desarrollo de estudios sustentados científicamente que coadyuvan a lograr las metas planteadas.

Aunque cada área protegida cuenta con características particulares y únicas que dependen en gran medida de su ubicación geográfica y legado ecológico, existen entre ellas características generales que comparten y las definen (Dudley, 2008). Estas áreas suelen ser superficies extensas que contienen ecosistemas relativamente bien conservados y/o atributos de alto valor natural, como especies endémicas, raras o bajo alguna categoría de riesgo (LGEEPA, 2021). Además, tras su implementación, estas áreas muchas veces experimentan un cambio abrupto en las dinámicas de aprovechamiento de recursos naturales, que limita el acceso a los mismos (Paz-Salinas, 2005). Si bien estas restricciones de uso pueden llegar a conflictuar intereses entre las personas que solían obtener aprovechamiento del lugar y los administradores de las ANP, también plantean un escenario atractivo para el estudio de dinámicas ecológicas tras un cambio de régimen de uso.

En las áreas bajo algún esquema de manejo con fines de protección, generalmente existe un interés en la producción/uso de información científica (Maass et al., 2010), y su monitoreo constante genera herramientas provechosas para su adecuada gestión. Sin embargo, dada la gran

extensión que muchas de estas presentan, los estudios que pretenden el seguimiento de cambios (o el entendimiento de procesos ecológicos), frecuentemente se enfrentan con desafíos de escala, tanto espaciales como temporales (Gross et al., 2009). Aunado a lo anterior, estos sitios generalmente están ubicados en zonas remotas y de difícil acceso, lo que por un lado contribuye a que mantengan en buen estado sus cualidades naturales originales, pero, por otro, también supone claros obstáculos para quienes pretenden estudiarlos.

Afortunadamente en la actualidad es posible trabajar con grandes extensiones de superficie y lograr al mismo tiempo monitoreos representativos y efectivos. Esto gracias a la implementación de metodologías que hacen uso del análisis espacial y la fotogrametría vía percepción remota, herramientas que se han consolidado como importantes complementos de estudios enfocados en ecología del paisaje (Turner y Gardner, 2015). A su vez, el rápido desarrollo de los sistemas de información geográfica e instrumentos de teledetección ha beneficiado enormemente las actividades de monitoreo de la superficie terrestre, constituyendo una gran fuente de datos útiles para muy diversas aplicaciones que intentan dar respuesta a una gran cantidad de preguntas necesarias en el mantenimiento y gestión de las ANP (Corcoran et al. 2015; Kumar et al., 2015; Duan et al., 2020). Las tecnologías geoespaciales pueden ser utilizadas para entender procesos como el cambio de uso de suelo (Liping y Yujun, 2018.), la productividad primaria gruesa en diversas comunidades de plantas (Sánchez-Díaz, 2018), los ciclos fenológicos de la vegetación (Bolton et al., 2020), la estimación de almacenes/flujos de carbono y nutrientes (Montaño et al., 2016; Li et al., 2021) y el efecto de los factores biofísicos sobre procesos en diversas comunidades bióticas (Choza-Farías et al., 2021; Wu et al., 2018).

Los estudios de vegetación tras la implementación de un área protegida resultan relevantes, para determinar el efecto que tiene el cambio en el uso de suelo que supone la restricción de prácticas de aprovechamiento. Las plantas son buenas indicadoras de la salud y funcionamiento de ecosistemas, además de conformar un grupo de biodiversidad clave para el establecimiento y supervivencia de otras formas de vida (WWF, 2020). Es por esta razón que resulta de gran importancia estudiar el desarrollo de comunidades de plantas en cuanto a su composición, estructura y función a lo largo del tiempo. El conocimiento de la distribución y respuesta de la vegetación ante cambios de uso de suelo conocidos y puntuales en el tiempo

posibilita enfocar los esfuerzos de conservación, repercutiendo favorablemente en los planes de manejo y gestión que reciben las áreas naturales protegidas (Alcaraz-Segura et al., 2008).

Las alteraciones en la estructura del paisaje pueden tener consecuencias diferentes de acuerdo con la historia de uso, el legado ecológico y las características bióticas y abióticas de cada región (Arroyo-Rodríguez et al., 2017). En México, aproximadamente el 41% del territorio nacional corresponde a zonas áridas y semiáridas (CONAZA, 1994), y considerando también a las regiones subhúmedas, este porcentaje asciende a poco más del 50% (UACH, 2011). En este tipo de regiones los procesos de la vegetación pueden ser muy distintos a los que ocurren en paisajes tropicales. Sin embargo, son estos últimos los que concentran la mayor parte de los estudios ecológicos, incluyendo los enfocados en vegetación a escalas de paisaje (Arroyo-Rodríguez et al., 2017). Dada la vasta diversidad de ecosistemas y compleja historia biogeográfica del territorio mexicano, es importante realizar investigaciones en un mayor número de regiones, incluyendo una mejor representación de zonas secas (zonas áridas, semiáridas y subhúmedas). Adicionalmente, resulta relevante considerar en estos trabajos aspectos tanto de estructura como de funcionamiento, que comparen simultáneamente diferentes condiciones de manejo. Existen pocos estudios que busquen comprender la tendencia y dinámicas en la vegetación tras el establecimiento de un ANP (Sharma et al., 2020). Sin embargo, su establecimiento representa grandes oportunidades para analizar el efecto de la limitación de actividades productivas en las dinámicas ecológicas. Específicamente para las zonas áridas del noroeste de México, en donde la crianza de bovinos está ampliamente extendida en el territorio, existe poca información relacionada con los efectos de la exclusión de ganado en ecosistemas que han sido utilizados para esta actividad durante un largo periodo de tiempo. La Reserva Jaguar del Norte (NJR) es una propiedad privada destinada a la conservación ubicada en el municipio de Sahuaripa, al centro-este del estado de Sonora. Ésta fue constituida a partir de la compraventa de ranchos ganaderos, razón por la cual actualmente representa un conjunto de fragmentos adquiridos en diferentes años. Conforme los terrenos se fueron adhiriendo a la reserva, se fueron implementando en ellos la exclusión de ganado bovino y otras acciones para la conservación. Estas características crearon condiciones de estudio óptimas para observar y analizar la tendencia que ha seguido la vegetación (estructura y función de ecosistemas), y la evolución de la cobertura de suelo, a través del tiempo transcurrido posterior

al cambio de régimen de uso. Así también, sitios aledaños con características ecológicas y climáticas similares, pero situados al exterior de la NJR, pueden servir como un buen punto de comparación al contrastar ambos tipos de manejo.

El presente estudio pretende generar información a escala de paisaje para contribuir a la generación de conocimiento acerca del efecto que tienen las acciones de conservación sobre 1) la distribución de la cobertura de los diferentes tipos de vegetación, 2) las dinámicas de paisaje, tras la implementación de la reserva y 3) las tendencias en el funcionamiento de la vegetación, estimadas a partir de parámetros fenológicos. Para llevar a cabo lo anterior se utilizaron protocolos de medición en campo y análisis por percepción remota, así como información proporcionada por el equipo de investigación y mantenimiento de la NJR.

I. ANTECEDENTES

I.1 El ser humano como agente transformador del paisaje y su biodiversidad

La interacción entre las actividades humanas y la matriz ambiental donde se llevan a cabo ha generado diversas problemáticas ambientales que provocan, entre otras cosas, la pérdida de diversidad biológica en grandes extensiones de terreno. Las diferentes formas de vida de nuestro planeta se enfrentan constantemente a la pérdida de calidad y cantidad de hábitat, la sobreexplotación de recursos naturales, la transformación y degradación de ecosistemas, la contaminación y los efectos derivados del cambio climático (Naciones Unidas, 1992). Si bien todos estos factores están interrelacionados entre sí, al contemplar la repercusión de cada uno de ellos por separado se puede observar cómo no todos representan la misma amenaza, ni contribuyen en proporciones similares a la pérdida de biodiversidad. Los cambios en los usos del suelo producto de la acción directa de actividades humanas están alterando profundamente los paisajes de todo el planeta, atribuyéndosele a este factor más del 50% de la pérdida de diversidad biológica en el continente americano. Aunado a esto, a nivel global se estima que hasta un 75% de la superficie terrestre no cubierta por hielo ha sido significativamente alterada (WWF, 2020).

El escenario actual pone de manifiesto el rol del ser humano como agente transformador de ecosistemas, que, si bien esto es una característica propia de cualquier especie, en las últimas décadas la nuestra ha alcanzado un ritmo de modificación y transformación sin precedentes en la historia de la humanidad (Achiso, 2020). Esta situación es aún más preocupante si se considera que no solamente cambia la estructura de las comunidades, restando individuos y modificando espacios físicos, sino que también se pierden los roles ecológicos desempeñados por las especies y sus interacciones con el medio abiótico, alterando el funcionamiento de procesos ecosistémicos que ocurren a diferentes escalas de tiempo y espacio (Cadotte et al., 2011; Freitas y Mantovana, 2017). Nuestra comprensión acerca de los acontecimientos que ocurren a escalas espaciotemporales grandes, se ve limitada por nuestra incapacidad de controlar o prever la influencia de incontables variables que inciden e interactúan continuamente en el medio ambiente. Para intentar comprender fenómenos y procesos que ocurren a estas escalas, es necesario implementar metodologías a nivel de paisaje. Los paisajes, heterogéneos por definición, se componen de varios elementos dentro de un espacio en el que intervienen procesos

funcionales similares. Debido a que los bordes entre sus elementos se modifican continuamente en el tiempo, las fronteras que los delimitan suelen ser difusas, presentando un constante intercambio de materia y energía susceptible a alteraciones de muy diversa índole (Gergel y Turner, 2017), como lo puede ser el efecto de las actividades antropogénicas. Comprender las variables que llevan a las comunidades, ecosistemas y paisajes de un estado estructural y funcional a otro diferente, es crucial para determinar las causas y consecuencias de las alteraciones derivadas del uso humano en estos. La incorporación de la dimensión humana a los estudios ecológicos ha sido clave en la creación de marcos conceptuales y consolidación de proyectos de conservación, manejo y restauración de la biodiversidad (Molina-Freaner y Van Devender, 2010).

I.2 Implementación de reservas como estrategia para conservación de la naturaleza

El interés por la conservación de la naturaleza tiene orígenes diversos y antiguos, donde diferentes culturas se interesaban por el cuidado de la naturaleza para poder subsistir del medio ambiente que les rodeaba (Bithin, 2019). Sin embargo, a partir del siglo XIX, la comunidad científica mundial comenzó a externar su preocupación por el mantenimiento del patrimonio natural a largo plazo, así como las posibles consecuencias de no prestar la atención merecida al tema. La razón principal que sustentó este señalamiento fue la evidente transformación de ecosistemas y su posible efecto escalable de lo local y regional a lo global (Urquiza-García, 2019).

El incremento acelerado de la modificación de espacios naturales por las nuevas formas de producción y consumo, así como sus inherentes impactos ambientales, llevó al planteamiento ideológico que moldeó las bases del movimiento conservacionista. Esta visión recurre al futuro como guía para las acciones del presente, en el concepto de desarrollo sostenible, que busca “satisfacer las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades” (CMMAD, 1987). Si bien este concepto cobra mayor presencia en el medio político-social hasta la década de los 90s, con la Cumbre de la Tierra de Río de Janeiro (1992), su aparición occidental se remonta a finales del siglo XIX con el Movimiento Conservacionista Americano, iniciado en Estados Unidos en 1890. Este

movimiento dio paso al surgimiento de diferentes organizaciones civiles, iniciativas públicas y privadas, con objetivos encaminados a la protección y conservación de la naturaleza mediante el desarrollo sostenible del uso de recursos (Hollmann, 1917; Ramos-Gorostiza, 2002).

En México, el movimiento conservacionista se hizo visible públicamente a inicios de la década de 1970, cuando conservacionistas mexicanos adoptaron la idea de desarrollo sostenible, promovida por organizaciones internacionales. Acorde con esta idea se planteó la necesidad de mantener los recursos naturales nacionales, así como sus inherentes funciones ecosistémicas. Con esto también se comenzaron a criticar los programas de desarrollo social vigentes en esa época, pues se consideraba que estaban basados en usos destructivos del suelo que no iban acorde a los principios de desarrollo sostenible, por lo cual empezaron a surgir propuestas de uso y aprovechamiento alternativos (Simonian y Beltrán, 1999).

Si bien el movimiento conservacionista mexicano se inmiscuye con más fuerza en asuntos públicos y políticos hasta los años 70's, hubo esfuerzos que lograron consolidarse desde mucho antes, aunque bajo un esquema deficiente en materia de conservación de los ecosistemas y su biodiversidad (CONANP, 2012). En 1917, se adoptó en el país la primera legislación con miras a la conservación de los recursos naturales, producto de la puesta en marcha de las primeras medidas conservacionistas ocurridas en la última década de los 1800's. Como resultado se creó la primera área natural protegida de México, el Desierto de los Leones, en 1917. Este mismo año quedó plasmado en el Artículo 27 de la Constitución Mexicana el derecho de la nación para regular el aprovechamiento de los elementos naturales y así cuidar su conservación y evitar su destrucción. Las áreas protegidas bajo diferentes categorías después de este momento no siguieron un modelo restrictivo de uso y aprovechamiento de recursos. Por el contrario, se intentaron implementar estrategias de protección que incluyeran actividades productivas en menor o mayor grado, especialmente agricultura y ganadería. Paulatinamente, el interés por adherirse a nuevos estándares nacionales e internacionales provocó que la gestión de las áreas protegidas se tuviera que ajustar a los requerimientos y protocolos establecidos. Esto ha generado tensiones históricas entre los pobladores locales, los intereses por parte de privados y los objetivos de conservación, debido principalmente a las diferentes formas de aprovechamiento que se pretenden establecer con los recursos naturales disponibles (Urquiza-García, 2019).

Actualmente, México ha adoptado una agenda nacional que también tiene la responsabilidad de responder a los objetivos globales. Además, al ser una de las naciones catalogadas como “megadiversas”, por su enorme diversidad biológica y cultural, tiene la importante tarea de salvaguardar las razones que le dan este nombramiento. Fue así como en los años 90’s del siglo pasado, como una estrategia para la institucionalización de la gestión ambiental y como una forma de responder a los compromisos internacionales, se forman la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), el Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza (FMCN) y el Instituto Nacional de Ecología (INE). Finalmente, en el año 2000 se crea la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) como órgano desconcentrado de la ahora SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales) (CONABIO, 2012; CONANP, 2012).

Actualmente México cuenta con diferentes tipos de áreas protegidas: federales, estatales, municipales, comunitarias, ejidales y privadas, según su gobernanza y grado de competencia (CONABIO, 2022). La relación que guardan entre ellas, y entre el resto de las áreas protegidas en gran parte del planeta puede darse por su definición según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza: “Espacios geográficos claramente definidos, reconocidos, dedicados y gestionados, mediante medios legales u otros tipos de medios eficaces para conseguir la conservación a largo plazo de la naturaleza y de sus servicios ecosistémicos y sus valores culturales asociados” (Stolton et al., 2014). Además, para satisfacer el nombramiento oficial, las áreas protegidas deben cumplir con los principios generales de impedir o eliminar prácticas de manejo negativas para el cumplimiento de los objetivos de gestión, su principal objetivo debe ser la conservación de la naturaleza y debe mantenerse o aumentarse el grado de naturalidad del ecosistema o los ecosistemas protegidos (Dudley, 2008).

La designación de espacios geográficos delimitados bajo controles y objetivos para la conservación es una buena propuesta para revertir la pérdida de biodiversidad a nivel mundial. Según modelos creados por la comunidad científica del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC) y de la Plataforma Intergubernamental sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas (IPBES), el escenario a futuro más favorable para “revertir la curva” es el incremento del esfuerzo de conservación. Este escenario hipotético incluye un incremento en la extensión y gestión de las áreas protegidas, así como mayores esfuerzos en restauración y planes

de conservación a escala paisajística. Según este estudio, solo la conservación ambiciosa de la naturaleza en combinación con esfuerzos de mitigación en factores de conversión de hábitat limitará las pérdidas de biodiversidad futuras y marcará tendencias mundiales de la biodiversidad en una trayectoria de recuperación, logrando revertir la curva de la pérdida de biodiversidad (WWF, 2020).

Sin embargo, el decreto de áreas naturales protegidas no es sinónimo de éxito para la conservación. Para que lo sea deben seguirse estrategias de mantenimiento y gestión adecuadas, que realmente reflejen resultados positivos cuantificables, producto de una buena administración. El manejo que recibe un área destinada a la conservación repercutirá sobre su capacidad para albergar especies de interés para la biodiversidad, y mitigar factores que representen potenciales amenazas. Por el contrario, las áreas protegidas inadecuadamente administradas, pueden perder la capacidad de proporcionar un refugio para las especies de interés y sufrir procesos de fragmentación que obstaculicen su éxito y permanencia (Heywood, 2019). Lograr el objetivo de conservación está determinado por cuestiones que van desde el tamaño del área, ya que puede ser insuficiente para mantener poblaciones viables de las especies con grandes requerimientos de espacio, hasta una buena comunicación con las personas que habitan las inmediaciones del lugar, puesto que de ello depende que se extienda la protección no solo hacía adentro, sino también al exterior de los límites del área protegida, que aunque delimitada geográficamente, no debe pensarse como desconectada del entorno circundante. En resumen, solo una buena gestión permitirá mantener en buena forma los procesos ecológicos, que pueden y deben ser monitoreados mediante la colaboración con instituciones científicas que contribuyan a generar conocimiento en aras de lograr los objetivos planteados, y a través de metodologías que contemplen a estos sitios como testigos de cambio.

I.3 Usos de la percepción remota y teledetección en conservación

Cartografiando la huella de las actividades humanas se puede saber en qué lugares del planeta estamos impactando más y en qué medida. Los progresos en la tecnología satelital nos permiten visualizar, en tiempo real, los cambios que se están produciendo. Las imágenes satelitales son un tipo de teledetección pasiva que hace posible dar un seguimiento a observaciones puntuales

a lo largo del tiempo (Kumar et al., 2015). Los sensores que transmiten esta información tienen la capacidad de percibir energía electromagnética fuera del espectro visible para el ser humano, separando la información en porciones de energía que posteriormente puede ser cuantificada y manipulada para derivar datos de gran importancia en estudios ecológicos (Olaya, 2020).

Aunque las aplicaciones de percepción remota y teledetección son muy diversas y aplican a una enorme cantidad de propósitos, estas herramientas han encontrado un nicho especial en el monitoreo de la vegetación. La vegetación es el componente principal de los ecosistemas terrestres y la base para el establecimiento de otras formas de vida. Por lo tanto, estudiar su composición y funcionamiento con el paso del tiempo, es primordial para detectar tendencias y cambios tras un cambio de régimen de uso (Sokolov et al., 2020; Koch et al., 2017). En conjunto, las técnicas de teledetección (compuestos y productos de imágenes tomadas con sensores análogos o electrópticos) y la toma de muestra con técnicas de campo, constituyen diferentes formas de integrar la información necesaria para generar conocimiento que puede ser utilizado para proteger el medio ambiente natural y preservar la biodiversidad (Marvin et al., 2016).

Los intereses de conservación se apoyan enormemente en el monitoreo remoto de los cambios en el estado ecológico, pues gracias a estos se puede evaluar la efectividad de la gestión sin perturbar el paisaje en regiones ecológicamente importantes y sensibles, medir los cambios temporales y asociarlos a actividades que se llevan a cabo dentro y alrededor de los límites de las áreas protegidas (Wang et al., 2020). En las últimas décadas, se han aumentado considerablemente los esfuerzos integrados de conservación y restauración (Gillespie et al., 2014). En esta tarea, la teledetección satelital ha sido utilizada para monitorear intervenciones, especialmente en áreas grandes y remotas, eficientizando costos y tiempo. El monitoreo a escala de paisaje brinda una perspectiva amplia sobre el patrón de cambios que ocurren en el área sujeta a conservación, permitiendo detectar zonas de prioridad y enfocar esfuerzos direccionados a contrarrestar efectos negativos, a escalas más pequeñas (Willis, 2015).

El vertiginoso avance de estas tecnologías, impulsado con mayor fuerza a partir de la década de 1990 del siglo pasado, posibilitó, entre otras cosas, la creación de mapas de uso y cobertura de suelo en prácticamente cualquier parte de la superficie terrestre. Con esto, fue posible evidenciar el grado de transformación ocurrido en tierra basándose en el conocimiento de las actividades humanas llevadas a cabo (Sanderson et al., 2002). Además, existen productos

especialmente diseñados con el propósito de detectar el estado de la vegetación que, adquiriéndolos para una secuencia temporal extendida, auxilian en el monitoreo ecológico constante (Maldonado-Enríquez et al., 2020). Algunos instrumentos han demostrado ser particularmente prácticos para alcanzar objetivos particulares en el monitoreo, como lo son el uso y cobertura de suelo, las perturbaciones y la fenología, existiendo para cada uno de ellos una amplia variedad de herramientas. Un ejemplo claro de lo anterior es la serie de misiones LANDSAT, la cual es una costelación de satélites que cuenta con datos abiertos desde 1972, y tiene una buena resolución espacial (30 m), lo que la hace recomendable para evaluar y detectar cambios en el uso y cobertura de suelo, así como identificar perturbaciones relacionadas a estos (Gillespie et al., 2014). Por otro lado, los datos del Espectrómetro de Imágenes de Resolución Moderada (MODIS) han demostrado ser conveniente para monitorear los cambios en la fenología de la vegetación debido a su fina resolución temporal (Willis, 2015).

La fenología de la vegetación, o, dicho de otra forma, el estudio de cómo las variables meteorológicas influyen en los eventos estacionales de las plantas, también se considera un indicador biológico importante para comprender el comportamiento de los ecosistemas y paisajes (Caparros-Santiago et al., 2021). En la búsqueda de mejorar la comprensión de como la variabilidad ambiental desencadena respuestas diferenciales dependiendo de la cantidad de vegetación, tipo, estado de salud y estadio de vida, se han desarrollado ecuaciones algebraicas que organizan la información espectral provenientes de sensores (Zeng et al., 2022). Algunas de estas fórmulas son los índices de vegetación, los cuales reflejan el comportamiento y funcionamiento de las plantas, permitiendo comparar diferentes momentos (misma o diferente fenofase) o hacer seguimientos a lo largo del tiempo (Sánchez-Díaz 2018). En teledetección, el estudio de la fenología se basa en series de tiempo de índices de vegetación y/o variables biofísicas derivadas de datos satelitales, que ayudan a conocer la respuesta de los ecosistemas a los cambios ambientales (Caparros-Santiago et al., 2021). Los cambios en la dinámica de la vegetación se relacionan estrechamente con la variabilidad de los patrones climáticos o perturbaciones, y pueden tener un impacto importante en los procesos ecológicos como flujos de energía e interacciones entre diferentes especies (Maldonado-Enríquez et al., 2020). El seguimiento de estos cambios es una parte esencial del monitoreo de las transformaciones del uso y cobertura de suelo a largo plazo (Bertzky et al., 2012; Fuente et al., 2019), donde

diferencias significativas en parámetros fenológicos dentro y fuera de áreas sujetas a conservación pueden mostrar estos resultados debido a las diferencias en prácticas de manejo (Sharma, 2016).

I.4 Efectos en la vegetación tras cambios de uso de suelo

La degradación de los sistemas naturales provocada por las actividades humanas es uno de los principales factores que aumentan el cambio de la cobertura del suelo y la pérdida de biodiversidad (Bertzky et al., 2012). Entre estos, el cambio de uso y cobertura de suelo ha sido reconocido como uno de los principales precursores del cambio global (Ramachandra et al., 2018). El seguimiento mediante el mapeo, monitoreo y modelado espacio-temporal de estas alteraciones es crucial para determinar la estabilidad/resiliencia y capacidad productiva de los ecosistemas (Fuente et al., 2019).

De manera general y a nivel global, se ha visto que al comparar múltiples usos de suelo dentro y fuera de áreas protegidas, la riqueza y abundancia de especies es mayor dentro de áreas protegidas. Sin embargo, se ha visto también que, dentro de algunos usos de la tierra fuertemente influenciados por actividades humanas, la riqueza y abundancia de especies es mayor y la endemidad es menor (Gray et al., 2016). De igual manera se espera que exista una diferencia de respuesta en la vegetación al ser comparada en diferentes momentos (antes y después del cambio de régimen) o dentro y en zonas adyacentes al área de cambio de uso de suelo.

En diversos estudios recientes que contemplan las situaciones antes mencionadas se ha visto que efectivamente existe un efecto de manejo en diversos aspectos de composición, estructura y función de la vegetación. Por ejemplo, Willems et al (2019), detectó cómo las plantas responden al cambio ambiental antropogénico a través de cambios en su fenología, ya que, al comparar sitios con diferente intensidad de antropización, encontró que en los sitios con más actividad humana las plantas florecieron tardíamente en comparación a sitios más naturales. Bajo la misma lógica se ha encontrado que, al comparar sitios bajo un régimen de protección de la naturaleza con otros sin restricciones de uso, es posible detectar un impacto directo del régimen de aprovechamiento en la dinámica, magnitud y dirección del cambio de uso y cobertura de suelo, mostrando una tendencia de recuperación tras la implementación de

programas de manejo y la entrada en vigor de leyes, reformas y políticas de gestión ambientales (Kamwi et al., 2017). En contraste, bajo condiciones deficientes de gestión y manejo con fines de conservación, se ha evidenciado que el aumento de actividades productivas como agricultura, minería y ganadería en regiones de amortiguamiento ha provocado la pérdida de vegetación nativa y el aumento de sitios desprovistos de vegetación o con especies exóticas (Ramachandra et al., 2018). Específicamente, los usos de suelo ganaderos han mostrado tener efectos negativos sustanciales en la composición y estructura de las comunidades de plantas (Higgins et al., 2002). Al ser comparados con zonas de protección adyacentes, las áreas de uso ganadero muestran una disminución en la riqueza, diversidad y cobertura del suelo con el aumento de la presión de pastoreo (McDonald et al., 2019). Sin embargo, los efectos debido a los usos de suelo pueden ser diferentes entre los tipos de vegetación presentes (Koch et al., 2017). Así mismo, en sitios con un largo legado de uso de suelo ganadero a los que se les han aplicado exclusión de ganado a largo plazo, se ha encontrado un aumento constante en la oferta de servicios ecosistémicos en comparación a sitios no intervenidos (del Rio et al., 2020).

I.5 El caso de la Reserva Jaguar del Norte (NJR)

En México existen espacios que, por sus características físicas y bióticas, propician condiciones para determinar que son importantes desde el punto de vista de la biodiversidad. La Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), con el Programa Regiones Prioritarias para la Conservación de la Biodiversidad, se ha encargado de determinar unidades estables desde el punto de vista ambiental en la porción terrestre del territorio nacional. Estos espacios son seleccionados de acuerdo con ciertos requisitos, entre ellos está contener una riqueza ecosistémica y específica comparativamente superior al resto del territorio, presentar una integridad ecológica funcional significativa que tenga oportunidades reales de conservación, considerando aspectos sociales de uso y aprovechamiento de recursos. El área de estudio que comprende este trabajo se encuentra dentro de un área más extensa que ha sido enlistada como región terrestre prioritaria de México, con registro oficial desde el año 2000 (Región Terrestre Prioritaria número 43, en Regiones Terrestres Prioritarias de México, CONABIO). El área presenta, además, ciertas problemáticas detectadas también desde esa fecha, entre ellas están identificadas los efectos de la ganadería extensiva, el sobrepastoreo y la conversión de praderas

naturales a praderas de pastos inducidos, en específico de zacate Buffel (*Cenchrus ciliaris*). Aunado a esto se ha identificado un nivel alto de fragmentación por cambios en el uso de suelo, un grado medio de concentración de especies en riesgo según las normas oficiales mexicanas, y prácticas de manejo inadecuadas, también en un nivel medio, debido al impacto de la ganadería extensiva (Arriaga et al., 2000). Aunque estas regiones no necesariamente están propensas a ser decretadas bajo alguna categoría de área natural protegida, expertos de la comunidad académica nacional opinan que deben ser consideradas bajo algún esquema de conservación, para lo cual se sugieren acciones a corto y mediano plazo (Bezaury-Creel et al., 2015).

Sonora cuenta con una gran variedad de tipos de vegetación, ecotonos y una alta diversidad relacionados a la también amplia variabilidad climática, edáfica y topográfica. Sin embargo, los ecosistemas de la región también están fuertemente amenazados por disturbio antropogénico (Castellanos-Villegas et al., 2010). La Reserva Jaguar del Norte es un área protegida privada ubicada en el centro-este del estado de Sonora, en el municipio de Sahuaripa, un municipio cuya población se estima en 5000 habitantes, y donde la ganadería es la principal actividad productiva. La mayoría de la reserva se concentra a lo largo de la Sierra Zetasora, que cuenta con elevaciones de hasta mil doscientos metros y una vegetación variable que cambia según la topografía desde matorral espinoso hasta vegetación subtropical y de bosque (Northern Jaguar Project, 2022). El proyecto comenzó en el año 2003 con la adquisición de un rancho (Rancho los Pavos) por parte de Naturalia A. C., una organización no gubernamental con fines de conservación, a la que poco tiempo después se le une Northern Jaguar Project (NJP) dando origen así a la Reserva Jaguar del Norte, implementando una relación de cooperación en el manejo de la reserva. Hoy en día se han adquirido más terrenos, dando un total de aproximadamente 23,300 hectáreas destinadas para fines de conservación.

Como su nombre lo supone, la Reserva Jaguar del Norte se esfuerza por mantener y preservar el hábitat y proteger a la población más septentrional del jaguar (*Panthera onca*) en América del Norte, a través del establecimiento, cuidado y expansión de una extensa área en el norte de México. Como propósitos subsecuentes, se apoya el inventario y monitoreo de la salud ecológica, la investigación y educación ambiental en la región. Además, se pretende crear una armonía entre los asentamientos humanos del lugar con este felino, que se ha llegado a percibir como un riesgo potencial para la ganadería. De esta forma, se pretende reducir las amenazas que

esta especie, ya amenazada y catalogada en peligro de extinción en México, encuentra en su rango de distribución (Northern Jaguar Project, 2022). Dado que cada individuo cubre un territorio considerable, proteger al jaguar implica proteger su distribución, lo que extiende también la protección hacia otras especies que comparten el territorio, muchas de ellas protegidas por la ley. El desarrollo de esta reserva constituye un esfuerzo clave para lograr un enfoque de conservación integral, limitando considerablemente las actividades humanas en grandes áreas, una de ellas la ganadería.

En general, en México existe escasez de estudios que comprendan aproximaciones multiescalares, que comparen la tendencia de ecosistemas similares, pero con diferente designación de uso de suelo y (por ende) manejo, desde la perspectiva de la ecología del paisaje. Más aun, existen pocos estudios que denoten cuál es el efecto que tendrá en la estructura ecosistémica, el establecimiento de una reserva para la conservación, en zonas aridas-semiaridas en México. El desarrollar el trabajo dentro y en sitios adyacentes a la Reserva Jaguar del Norte, nos permitirá obtener un mejor entendimiento acerca de los procesos (y tendencias) ecológicos de la vegetación, a múltiples escalas espacio-temporales, derivados de las acciones de conservación. Estos esfuerzos son extremadamente necesarios para poder preservar el capital natural presente en regiones prioritarias, así como entender las dinámicas funcionales a largo plazo, lo que es clave para la gestión sustentable de los servicios y recursos (Maass et al., 2010).

II. HIPÓTESIS

La implementación de protocolos de conservación influye en los procesos y la configuración espaciotemporal de los ecosistemas, y por ende en la estructura del paisaje en el cual las comunidades bióticas (propias de estos ecosistemas) se distribuyen. Por lo tanto, la práctica de estrategias de conservación en una porción del área de estudio repercutirá en la distribución y función de la vegetación. En el caso de la distribución, será posible detectar cambios vía percepción remota, al monitorearlos en el tiempo. Mientras que las modificaciones en la función serán detectables al comparar la vegetación dentro del área conservada, y sitios aledaños (externos) que se encuentran dentro de la misma matriz paisajística, pero donde no se han aplicado acciones para la conservación.

III. OBJETIVOS

III.1 OBJETIVO GENERAL

Determinar el efecto de la implementación de una reserva natural, sobre la composición, distribución y fenología de la vegetación en zonas de interés para la conservación en el centro-este del estado de Sonora.

III.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Caracterizar la estructura de la vegetación en el área de estudio.
2. Clasificar los principales tipos de vegetación existentes en la reserva, para posteriormente realizar análisis de cambio post-clasificación.
3. Determinar cambios fenológicos de la vegetación a lo largo del tiempo, dentro y en sitios aledaños a la reserva.

IV. METODOLOGÍA

IV.1 Área de estudio

La Reserva Jaguar del Norte (NJR, por sus siglas en inglés) es una reserva de carácter privado ubicada al centro-este del estado de Sonora, México, en el municipio de Sahuaripa (Figura 1). En este municipio las principales actividades económicas son y han sido por mucho tiempo la ganadería, en particular ganadería bovina de orden extensivo, y la agricultura. Esta última con mayor proporción de cultivos de forraje para ganadería (INEGI, 2010).

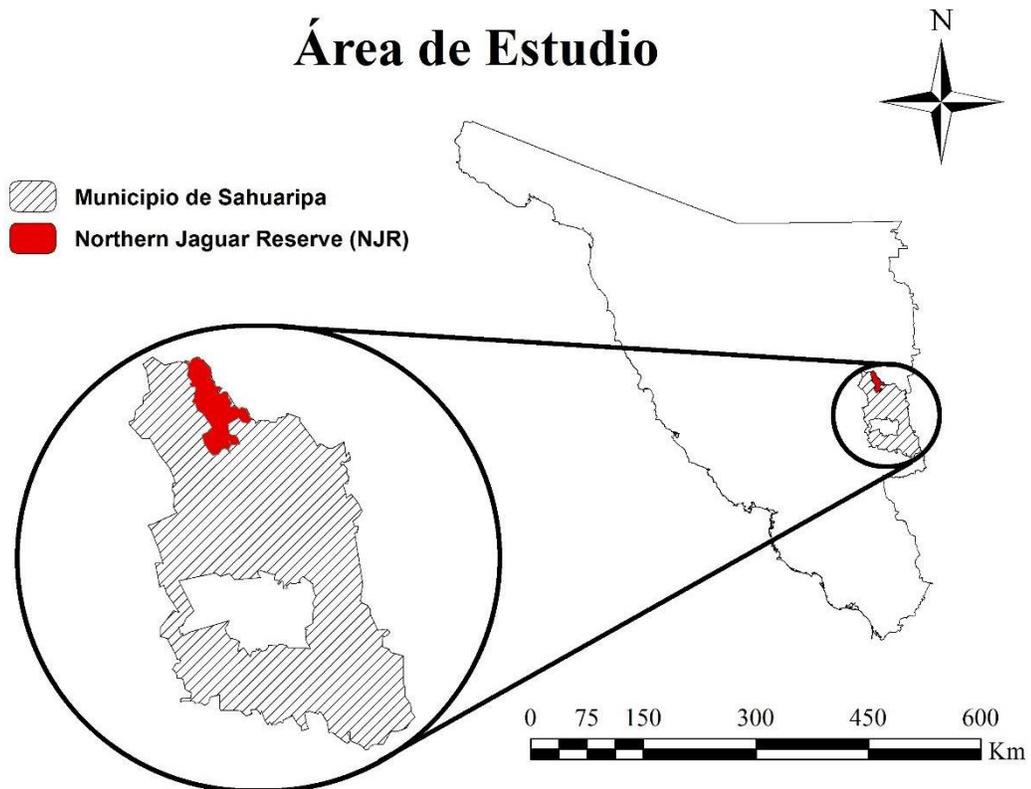


Figura 1. Localización de la Reserva Jaguar del Norte (NJR).

Las coordenadas del centroide para el área de la NJR son $29^{\circ}24'20.87''$ N y $109^{\circ}8'20.55''$ O. Sin embargo, el área de estudio es más extensa, pues abarca también zonas aledañas de interés, como ranchos ganaderos que representan porciones de superficie potenciales para la expansión de la reserva. El área de estudio en general cuenta con una extensión lineal (sin considerar la topografía) de 35 km de ancho (este-oeste) por 55 km de largo (norte-sur). En cuanto a las dimensiones de la NJR, esta cuenta con 23300 ha (230 km^2), mientras que los ranchos aledaños (que colaboran con los objetivos de la reserva), representan alrededor de

45500 ha (455 km²). El área de estudio en general comprende alrededor 183520 ha (1,835.2 km²), dentro de las cuales se encuentran tanto la NJR, como los ranchos mencionados anteriormente (datos obtenidos de la información geoespacial proporcionada por el equipo de investigación y mantenimiento de la NJR).

Las áreas que han pasado a formar parte de la reserva a lo largo de los años corresponden a antiguas divisiones de ranchos ganaderos. El primer rancho adquirido fue el rancho Los Pavos, propiedad comprada en el año 2003 por Naturalia A.C., una asociación para la conservación con más de 30 años en funcionamiento en el estado de Sonora que se ha enfocado en la creación de Reservas Privadas Protegidas a Perpetuidad (Naturalia, 2020). Tiempo después se sumaron esfuerzos con Northern Jaguar Project (NJP), asociación sin fines de lucro con acción binacional dedicada a la protección de los jaguares y su hábitat. A partir de ese momento, se concreta lo que hoy en día es la Reserva Jaguar del Norte. La reserva ha expandido su influencia territorial al paso de los años, incrementando su área de influencia mediante transacciones de compra-venta de ranchos ganaderos, efectuadas en los años 2008, 2011, 2015 y 2019. Además, está dentro de los planes a futuro seguir expandiéndose. El desarrollo de esta reserva constituye un esfuerzo clave para lograr un enfoque de conservación integral, limitando considerablemente las actividades humanas en grandes áreas, una de ellas la ganadería.

La NJR parte del objetivo principal de proteger al jaguar (*Panthera onca*), conservando su hábitat en el noroeste de México a través del establecimiento, cuidado y expansión de una extensa área que representa parte de la distribución más septentrional de la especie en el continente americano. Debido a que dicha población se distribuye a ambos lados de la frontera política México – Estados Unidos, existe un interés y colaboración binacional, donde se busca como propósitos subsecuentes, el inventario y monitoreo de la salud ecológica, la investigación y educación ambiental. De esta forma se pretende reducir las amenazas que esta especie catalogada en peligro de extinción en México encuentra en esta porción de su rango de distribución. Además, dado la que cada individuo suele tener una gran movilidad cubriendo grandes porciones de territorio, proteger su distribución extiende la protección a más de 300 especies nativas de mamíferos, reptiles, anfibios y aves que comparten el territorio, algunas de ellas enlistadas en alguna categoría de riesgo por la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010.

Los tipos de clima en la región varían principalmente dependiendo del gradiente altitudinal, pudiendo reconocer tres principales: Árido-cálido (temperatura media anual mayor de 22° C), semiárido-templado (temperatura media anual mayor de 18°C) y templado (temperatura media anual entre 12°C y 18°C) (Arriaga et al., 2000). La precipitación media anual es de 574.6 a 600.8 mm (Lin-Quintana, 2017), obedeciendo un régimen biestacional donde cerca del 80% de la lluvia ocurre entre julio y septiembre, durante el monzón de verano, y alrededor de un 20% de diciembre a febrero, durante las equipatas de invierno. El régimen de precipitaciones presenta una alta variabilidad intra e interanual debido en gran parte a la influencia de patrones cíclicos de temperatura superficial del mar en la región del pacífico ecuatorial, ocasionados por el fenómeno de El Niño-Oscilación del Sur (Brito-Castillo et al., 2010).

El área de estudio se sitúa en la zona montañosa del estado de Sonora, donde existe una compleja topografía y elevaciones variables (Brito-Castillo et al., 2010), de geoformas correspondientes a valles intermontanos y serreños (Arriaga et al., 2000), y donde los tipos de suelo más comunes son cambisol, feozem, regosol, litosol, luvisol y regosol (Lin-Quintana, 2017). Aquí es común observar un relieve accidentado, de laderas escarpadas y cañones profundos, características dadas por la influencia de la Sierra Madre Occidental, encontrándose la reserva en una subdivisión llamada sierra Zetazora, donde se pueden alcanzar elevaciones de hasta 1,200 msnm. La NJR se encuentra flanqueada por los ríos Aros y Bavispe, cuyas vertientes forman arroyos superficiales perennes que proveen agua todo el año (Northern Jaguar Project, 2022).

Por otro lado, la vegetación es diversa a causa de la topografía y alturas heterogéneas, encontrándose dentro de los límites de la NJR desde bosques de pino y encino hasta áreas con matorrales espinosos, observándose una relación entre la altimetría y la vegetación. Además, la reserva se encuentra en la encrucijada de América del Norte templada y subtropical, lo que propicia una mezcla de comunidades naturales única (Northern Jaguar Project, 2022). Por esta razón, la región fue determinada como prioritaria en función a la existencia de ecotonos entre elementos florísticos del desierto sonorense, el matorral xerófilo y el bosque de encino (Arriaga et al., 2000; Castellanos-Villegas et al, 2010).

IV.2 Caracterización de la estructura de la vegetación

IV.2.1 Esquema de clases

Como parte inicial y clave para la realización de todos los análisis llevados a cabo en el presente trabajo, se requirió establecer una clara identificación y definición de los principales tipos de cobertura de suelo existentes dentro del área de estudio. Para ello, se diseñó un esquema de clases en base a información compartida por el equipo de investigación y manejo de la NJR, quienes poseen gran conocimiento del lugar. Adicionalmente, se realizaron ajustes en base a consideraciones adicionales posteriores al análisis de los datos recibidos, con el objetivo de mejorar a priori la calidad de los resultados. Las clases de cobertura de suelo propuestas en este trabajo toman en cuenta las características fisonómicas de la vegetación, además de considerar los criterios para niveles de clasificación de uso de suelo propuestos por Anderson y colaboradores (1976). Específicamente, el esquema de clases desarrollado busca constituir grupos de vegetación y coberturas representativos del área de estudio, con el fin de establecer una clara diferenciación entre las diferentes comunidades. Para esto, se consultaron fuentes oficiales y se adecuaron a las características particulares de la región.

IV.2.2 Estimación de cobertura general y composición de especies leñosas

Con el fin de obtener información de los tipos de vegetación más representativos del área de estudio, se llevaron a cabo muestreos a través del método línea-intercepción, en sitios clasificados como Encinar, Matorral subtropical, Matorral xerófilo, Mezquital, Pastizal inducido y Vegetación de arroyos entre las fechas del 05 al 10 de septiembre del 2021 (El pastizal natural fue la única comunidad vegetal que no pudo muestrearse debido a problemas logísticos, sin embargo, si se consideró en análisis subsecuentes de distribución y fenología de la vegetación). Para esto, se seleccionaron cuatro sitios de cada tipo de vegetación y se dispusieron en transectos lineales de 30 metros mediante muestreo aleatorio estratificado (4 transectos por tipo de vegetación). La información fue recabada de acuerdo con el método Línea de Canfield (Canfield, 1941), que consiste en registrar las medidas de inicio y final de las coberturas individuales de los elementos vegetales individuales interceptados por la línea, para posteriormente establecer el porcentaje de cobertura por especie y estrato (forma de vida)

realizando operaciones aritméticas simples, de la medición final menos la inicial de los elementos. En el caso particular de este trabajo, para el método de Línea de Canfield, solo se consideraron las coberturas de la vegetación leñosa (estrato arbustivo y arbóreo) de la parte superior del dosel superpuesta a estratos horizontales inferiores. El inicio y fin de cada transecto se marcó con GPS, y las especies desconocidas fueron fotografiadas para su posterior identificación. Adicionalmente, en cada uno de los transectos lineales se obtuvo la cobertura herbácea a través de estimación visual, mediante 3 cuadrantes de 2m^2 cada uno, dispuestos en forma equidistante al inicio (0 m), parte media (15 m) y parte final (30 m) del transecto lineal (12 cuadrantes totales para estimación de cobertura herbácea por clase de vegetación muestreada). La estimación de la cobertura fue medida y estimada siguiendo criterios similares a los métodos de Braun-Blanquet (1932).

IV.2.3 Estimación de diversidad de especies leñosas

Con el propósito de evaluar la diversidad de especies leñosas entre las comunidades vegetales muestreadas y compararlas entre sí, se utilizó una metodología de estimación de diversidad propuesta por Hill (1973). Esta metodología permite establecer una idea clara tanto de la riqueza como de la dominancia y/o equidad de la comunidad mediante parámetros numéricos conocidos como números de Hill. De la serie de número de Hill, los tres primeros: q_0 = riqueza (número de especies), q_1 = índice exponencial de Shannon (número de especies abundantes) y q_2 = índice inverso de Simpson (número de especies muy abundantes), son considerados los más representativos, ya que son una medida del grado de distribución de las abundancias relativas entre las especies y permiten hacer comparaciones entre índices de diversidad debido a las transformaciones matemáticas que usan sobre los índices originales de Simpson y Shannon (Hill, 1973).

IV.2.4 Imágenes aéreas con VANT

Con el fin de obtener una caracterización más completa, acorde al esquema de clases propuesto en el estudio, se capturaron imágenes con VANT (Vehículos Aéreos No Tripulados) en los sitios donde se llevaron a cabo los muestreos *in situ* de la vegetación. Para esto, se programaron y

realizaron vuelos automatizados con VANT Phantom 3 Advanced (DJI) y cámara RGB (escala de color resultado de la combinación en el espectro visible del rojo, verde y azul) de alta resolución espacial (cámara FC350_3.6_4000x2250, 12 MP y ángulo de apertura 96°). Las características de cada misión de vuelo se especificaron en la aplicación Altizure Beta (Intern at Shenzhen Zhuke Innovation Technology), estos vuelos:

- Cubren el área de aproximadamente 1 ha, para obtener la representatividad suficiente por tipo de vegetación.
- Traslape de captura de imágenes de 80%, en dirección de vuelo tanto horizontal como vertical.
- La altura de vuelo programada fue de 50 metros por encima del suelo, esta última característica se cumplió en todas las clases exceptuando la vegetación de arroyos, donde se eligió una altura de 80 metros dada la naturaleza del relieve en dichos sitios.

Con las imágenes recabadas se generaron ortomosaicos georreferenciados por medio del programa PIX4D (Los resultados de este subapartado se muestran únicamente en la sección de apéndices de este documento, Apéndice 1), mediante Structure From Motion (SfM) como aproximación (Iglhaut et al. 2019).

IV.3 Clasificaciones de cobertura de suelo

IV.3.1 Selección de imágenes para la clasificación

Haciendo uso de la información geoespacial proporcionada por el equipo de investigación y mantenimiento de la reserva, se ubicó el área de interés por medio de la plataforma de Earth Explorer (USGS), misma en que se realizó la solicitud de imágenes satelitales correspondientes a tres diferentes años de la cronosecuencia 2003-2020. Las imágenes solicitadas son del sensor LANDSAT 5 Thematic Mapper (TM), y LANDSAT 8 Operational Land Imager (OLI) (ambos sensores con resolución espacial de 30 metros). Para cada uno de los tres años seleccionados se descargaron dos imágenes, correspondientes a la temporada húmeda y seca, respectivamente. La finalidad de esto fue considerar la variación espectral de la vegetación bajo diferentes condiciones ambientales y de esta forma conocer el comportamiento de las clases de vegetación

individuales. Las imágenes seleccionadas fueron descargadas por medio de la aplicación Bulk Download Application. Adicionalmente, se consiguieron imágenes satelitales del sensor PlanetScope, con una resolución espacial de 3 metros y una resolución temporal diaria. Estas se solicitaron mediante la plataforma Planet Explorer y solo para un año, el más reciente de lo solicitados para LANDSAT. Como las imágenes de mayor resolución espacial representaban escenas más pequeñas que las requeridas para abarcar la totalidad del área de estudio, se sometieron a un preprocesamiento de ajuste que consistió en la unión y posterior recorte de imágenes. Todas las imágenes utilizadas en este trabajo fueron finalmente recortadas a la extensión del área de estudio mediante el software ArcMap versión 10.8.1 (ESRI, USA).

Las imágenes fueron seleccionadas bajo los criterios de 1) contener toda el área respectiva al área de estudio (NJR y ranchos aledaños), 2) tener muy baja o nula cobertura de nubes, 3) que el lapso entre imágenes fuera aproximadamente equidistante en el tiempo para poder hacer comparaciones más informativas y 4) presentar cantidades similares de precipitación para reducir la variabilidad entre años (estos últimos dos criterios solo se usaron en el caso de LANDSAT). Para consultar las cantidades de precipitación, se revisó la precipitación mensual acumulada en los datos proporcionados por estaciones meteorológicas a cargo del Servicio Meteorológico Nacional mexicano (SMN, <https://smn.conagua.gob.mx/>), haciendo uso de la información estadística climatológica de la estación activa “Sahuaripa” (clave 26077), ubicada en el municipio de Sahuaripa, Sonora (Latitud 29.055278°, Longitud -109.232778°). También, se utilizó información proporcionada por los productos de los satélites TRMM (Tropical Rainfall Measuring Mission - Misión de medición de lluvias tropicales) e IMERG (Integrated Multi-satellitE Retrievals for global precipitation measurement - Recuperaciones multisatélites integradas para la medición global de la precipitación), por medio de la plataforma Giovanni, sitio que permite analizar y visualizar características de parámetros geofísicos (Giovanni, <https://giovanni.gsfc.nasa.gov>).

IV.3.2 Variables consideradas para la clasificación

Con el fin de llevar a cabo una clasificación supervisada para cada uno de los años seleccionados, se derivaron variables explicativas, a partir de las imágenes obtenidas de los

sensores Landsat TM y OLI. Para cada uno de los compuestos de reflectancias, se calcularon las texturas de terreno (Alhaddad et al., 2007; Asner et al., 2002), componentes principales y la transformación de Tasseled Cap (Collins and Woodcock, 1996; Fung and LeDrew, 1987). De igual forma, se incluyeron como variables el Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) (Tucker, 1979), el Índice de vegetación mejorado (EVI) (Huete et al., 2002; van Leeuwen et al., 1999) y el Índice de vegetación ajustado al suelo (SAVI) (Huete, 1988), además de un modelo de elevación digital, y capas con valores de la pendiente y aspecto.

Por otra parte, para la clasificación supervisada de las imágenes satelitales de PlanetScope, se derivaron solo las variables de texturas del terreno, NDVI, EVI, SAVI, el modelo de elevación digital y las capas con valores de la pendiente y aspecto. El procesamiento de todas estas capas, independientemente del sensor, se realizó en el software Erdas Imagine versión 11.0 (ERDAS Inc., USA).

IV.3.3 Puntos de entrenamiento

Utilizando la clasificación del esquema de clases, se solicitó una muestra de sitios específicos donde se conociera con certeza la presencia de cada una de las clases propuestas. Para ello se realizaron recorridos de campo en la zona de estudio mediante toma de puntos por medio del uso de tecnologías GPS. Estos puntos georreferenciados con GPS llamados puntos de entrenamiento, fueron utilizados para la posterior selección de píxeles de entrenamiento que se requieren para entrenar al clasificador (Tso y Mather, 2009). La clasificación de imágenes se basa en la premisa de que los datos de entrenamiento representan los tipos de cobertura, en este caso clases de cobertura vegetal y las porciones de suelo desnudo. El propósito de estos datos es proporcionar información al clasificador de los sitios específicos donde las clases de cobertura de interés ocurren con certeza, y de esta forma poder evaluar mejor el área de estudio con los resultados de la clasificación supervisada. Los puntos de entrenamiento fueron proporcionados por la NJR, y complementados mediante la selección de puntos adicionales por medio de la aplicación Google Earth Pro versión 7.3 (Google, USA).

El mismo conjunto de puntos de entrenamiento fue utilizado de manera similar en todas las clasificaciones, independientemente del año de la clasificación y del sensor. La única

excepción a esto fue que para la clasificación del sensor PlanetScope, de mayor resolución espacial (3 metros). A este set de datos se le agregó un área buffer de 5 metros de radio, para obtener polígonos de entrenamiento que cubrieran más área, combinando información de varios píxeles de la imagen y así obtener una muestra de entrenamiento por clase más representativa.

IV.3.4 Clasificación supervisada

El clasificador es el algoritmo mediante el cual se asigna a cada píxel de la imagen, una clase. Esto ocurre mediante la generación de árboles de decisión y de acuerdo con las estadísticas de entrenamiento, utilizando todas las variables disponibles para tomar una única decisión de pertenencia para cada píxel, en base a las cualidades o características compartidas (Ma et al. 2017). En este caso la clasificación se realizó con el algoritmo C5.0 de reclusión múltiple, que utiliza la ganancia de información como criterio de división. Específicamente, esta técnica es conocida como árboles de clasificación y regresión (CART por su acrónimo en inglés) y en este caso utiliza un enfoque de múltiples etapas para el problema de la asignación de etiquetas. En este ejercicio se utilizó una aproximación de clasificación supervisada (Breiman et al. 1984; Tso y Mather, 2009), misma que realizó en el Software R con interfase RStudio versión 4.1.2 (R Core Team, Austria). Adicionalmente a los mapas de cobertura obtenidos, se realizó un proceso aplicando un filtro de paso bajo (low-pass filter). Este filtro utiliza álgebra de mapas para obtener un promedio ponderado del píxel de entrada y de sus vecinos inmediatos para calcular el valor del píxel de salida, obteniendo como producto un mejor contraste visual, de forma que los valores de cada pixel se asemejan o diferencian más a los que lo rodean (Olaya, 2020).

IV.3.5 Análisis de precisión

La precisión representa la proporción de datos clasificados como correctamente positivos dentro de cada clase, entre la totalidad de datos clasificados correctamente, tanto positivos como negativos. El nivel de precisión de clasificación alcanzado depende de la calidad de los puntos de entrenamiento y de las propiedades del clasificador utilizado (Ma et al. 2019). En este caso, el algoritmo utilizado (C5.0), tiene la bondad de crear varios modelos de respuesta y seleccionar

el de mejor ajuste. De esta forma es posible obtener una mayor precisión mediante un proceso de entrenamiento autónomo, adicional a los datos de entrada (Pandya y Pandya, 2015).

Para visualizar el desempeño del algoritmo, se crearon matrices de confusión para cada año de la clasificación. En ellas se puede evaluar el desempeño del algoritmo, pues contrasta los casos reales (píxeles de puntos de entrenamiento) y los observados provenientes de la clasificación. Los números ubicados en la diagonal son los píxeles clasificados correctamente dentro de cada clase. Cada uno de los mapas de cobertura generados se acompañan del valor de precisión alcanzado por el clasificador, su correspondiente índice de Kappa (Cohen, 1960), que representa la comparación de la precisión general con la precisión de la probabilidad aleatoria esperada, y una matriz de confusión.

IV.3.6 Análisis de cambio

Para conocer qué clases de vegetación han cambiado a otras clases al paso del tiempo, y en qué magnitud lo han hecho de acuerdo con la extensión de superficie, se eligieron los años 2003 y 2018 (solo de las clasificaciones de LANDSAT), por ser el año inicial y final de la cronosecuencia considerada. Para ambos, se utilizaron los mapas de cobertura vegetal ya generados, y se sometieron a un análisis de postprocesamiento en el programa QGIS versión 3.22.8 (QGIS Geographic Information System, USA), utilizando el complemento PCA4CD-PCA, para construir la capa de detección de cambios (Jensen, 2005). El análisis de cambio obtenido arroja información sobre el área y porcentaje de cambio que ha habido para cada una de las clases presentes entre los años. Esto es útil para detectar la dinámica de transformación de ecosistemas, de manera que además de conocer la magnitud de los cambios respecto a los años de clasificación, se conozcan los cambios específicos dentro de cada uno de los tipos de cobertura a través del tiempo, tanto en la totalidad del área de estudio, como en la reserva.

IV.3.7 Métricas del paisaje

A partir de las clasificaciones de cobertura de suelo realizadas para los tres años de seleccionados (con imágenes de LANDSAT), se derivó un conjunto de variables cuantitativas con fundamento matemático de análisis espacial, llamadas métricas del paisaje. Estas describen

la composición (variedad y abundancia de elementos que forman el paisaje) y configuración (disposición espacial de dichos elementos), posibilitando hacer comparaciones de la evolución y cambios que tiene un paisaje determinado a través del tiempo (Vila-Subirós et al., 2006).

En este estudio se obtuvieron las siguientes métricas del paisaje, descritas por Vila-Subirós *et al.* (2006), (Tabla 1):

Tabla 1. Selección de métricas del paisaje utilizadas.

Métrica	Descripción
Número de fragmentos	Número de fragmentos de cada clase.
Borde total	Perímetro del ecotono a nivel de clase.
Porcentaje de área núcleo en el paisaje	Porcentaje del paisaje ocupado por hábitat interior a nivel de clase.

Estas métricas fueron obtenidas en el software R con el paquete estadístico 'landscapemetrics' (Hesselbarth et al., 2019), una adaptación del software FRAGSTATS (McGarigal, K. et al. 2012).

IV.4 Comportamiento fenológico de la vegetación

IV.4.1 Obtención de compuestos de imágenes

Para estimar el comportamiento fenológico de la vegetación, se utilizaron productos derivados de una cronosecuencia de imágenes satelitales de mediana resolución. Para esto se realizó una solicitud de información geoespacial a la ORNL DAAC for Biogeochemical Dynamics (Oak Ridge National Laboratory - Distributed Active Archive Center for Biogeochemical Dynamics) (<https://daac.ornl.gov/>), para un subconjunto de datos del sensor MODIS (Espectrorradiómetro de imágenes de mediana resolución). El producto solicitado fue MOD13Q1, el cual contiene valores para los índices de la vegetación NDVI y EVI, con una resolución espacial de 250 metros y una resolución temporal de 16 días (cada compuesto de imágenes). Los compuestos de imágenes se pidieron para un lapso del 18 de febrero del 2000 al 18 de diciembre del 2020, para obtener una cronosecuencia de 21 años, con 23 compuestos por año (480 compuestos en total). Específicamente se obtuvieron datos con las siguientes características (Tabla 2):

Tabla 2. Características del producto solicitado del sensor MODIS.

Producto	Indices de Vegetación MODIS/Terra (NDVI/EVI)
Localización	Centrado en Latitud: 29.39175, Longitud: -119.1272 (Datum WGS84)
Dimensiones	200.25 km de ancho x 200.25 km de largo
Cronosecuencia	18 de febrero de 2000 al 18 de diciembre de 2020

Una vez obtenidos los 480 compuestos imágenes (tanto para NDVI como para EVI), se procedió a compilar la información en archivos compresos o “stacks”, rutinas que se ejecutaron en el software R, utilizando la librería “raster”. Una vez hecho esto, se procedió a reproyectar el sistema de coordenadas para los nuevos archivos raster, haciéndolos coincidir con las capas poligonales de información de la reserva.

IV.4.2 Estimación de parámetros fenológicos

Para la estimación de parámetros fenológicos se tomaron en cuenta sólo aquellos pixeles que de la clasificación de cobertura (ver sección Clasificaciones de cobertura de suelo) que hubieran mantenido la misma clase o tipo de vegetación una vez realizado el análisis de cambio. Además, al ser la reserva un conjunto de fragmentos de territorio con diferentes tiempos de adquisición, solo se tomaron en cuenta aquellos sitios que fueran de los primeros años de adquisición (2003 y 2008), y sitios externos a la NJR, es decir, con ganadería activa. Como la resolución espacial del sensor usado para las clasificaciones de cobertura (30 metros) es más fina que la de MODIS (250 metros), también fue necesario tomar en cuenta parches que mantuvieron la misma clasificación a través del tiempo (2003-2018) lo suficientemente grandes de las diferentes clases.

Los datos de parámetros fenológicos fueron obtenidos mediante el software TIMESAT, el cual es un programa de código abierto que está especializado en el análisis fenológico de series de tiempo obtenido de sensores satelitales (Eklundh y Jönsson. 2017). Se consideraron 3 parámetros por ser considerados relevantes para este estudio: Inicio, Duración e Integral menor de las temporadas de crecimiento, reconociendo el inicio de la temporada a un incremento del 30% respecto a la línea base de la curva y el final de la temporada a un decremento del 70% respecto a la cresta de la curva considerando las temporadas como oscilaciones de productividad (Jonsson y Eklundh, 2004). Todos estos parámetros fueron derivados de la serie de tiempo de

NDVI, los cuales se introdujeron al software como promedios de todos los pixeles seleccionados por compuesto de 16 días.

IV.4.3 Comparación dentro y fuera de la NJR

Al ser el interés comparar los sitios que mantuvieron la misma clasificación estando bajo diferentes tipos de manejo, se consideró solo el último año de la cronosecuencia (2020), puesto que es el tiempo más reciente, y con mayor edad de conservación. La secuencia cronológica considerada para este análisis es del 27 de julio al 15 de octubre de 2020 (correspondiente a la temporada húmeda). La comparación fue realizada a partir de datos de la sumatoria de los compuestos de los índices (NDVI y EVI), para los sitios que mantuvieron la misma clasificación (2003-2018) de cada clase dentro y fuera de la NJR. Los análisis estadísticos utilizados fueron pruebas de t simples (Student, 1908) y pruebas U de Mann Whitney (Neuhäuser, 2011). Aunque ambas pruebas fueron utilizadas, con el propósito de manejar correctamente los estadísticos según los requisitos de normalidad y homocedasticidad, aquí solo se reporta el estadístico paramétrico (t de Student). Esto último debido a que ambas pruebas llegaron a la misma conclusión de contar con evidencia a favor o en contra de la hipótesis nula. Por último, para una mejor visualización de los resultados, se construyeron gráficos de series de tiempo (para la cronosecuencia completa) y diagramas de caja y bigotes, mediante el software R y RStudio.

IV.4.4 Comparación entre clases de vegetación

Para hacer una comparación entre las diferentes clases de vegetación, considerando también su ubicación geográfica dentro o fuera de la NJR, se tomaron en cuenta los datos de parámetros fenológicos obtenidos del software TIMESAT, a su vez obtenidos de la serie de tiempo de NDVI (MODIS). En total, se recabaron 17 datos para el interior de la NJR (1 por temporada de crecimiento desde el 2003 hasta el 2020) y 20 datos para la porción de área de estudio respectiva a los ranchos aledaños a la NJR (1 por temporada de crecimiento desde el 2000 hasta el 2020). La diferencia en el tamaño de muestra se debe a que, aunque se tienen los datos desde el año 2000 para el interior de la NJR, se evitan debido a que el área no presentó manejo con fines de conservación hasta el 2003. Con estos datos se realizaron pruebas de Kruskal-Wallis (Kruskal

y Wallis, 1952) para cada uno de los tres parámetros fenológicos, 7 clases de cobertura y dos posiciones dentro del área de estudio (dentro y fuera de la NJR). En los casos en que se detectaron diferencias significativas entre grupos, se aplicaron pruebas post-hoc de Dunn (Dinno, 2015). Para una mejor visualización de los resultados, se construyeron diagramas de caja y bigotes, todo también mediante el software R.

IV.4.5 Comparación entre clases de vegetación y ubicación dentro o fuera de la NJR

Con el propósito de analizar de manera conjunta, tanto la ubicación geográfica en el área de estudio según el régimen de uso (conservación y ganadería), así como las clases de vegetación presente, los datos se trabajaron como un diseño de bloques aleatorios. Esto permite detectar si las posibles diferencias encontradas se deben a alguno de estos factores más que al otro, a ambos o a ninguno. Para esto se comprobaron supuestos de normalidad y homocedasticidad (considerando que los datos empleados son una síntesis proveniente de una muestra mucho más grande, ya que cada dato de TIMESAT representa solo el resultado de un año para cierto parámetro, pero para esto se considera la información de todos los píxeles de esa clase de vegetación dentro o fuera de la NJR), y se realizaron pruebas de ANOVA de dos vías (ubicación en el área de estudio y clase de vegetación). Para este análisis también se tomaron en cuenta los datos de los tres parámetros fenológicos obtenidos del software TIMESAT, para cada una de las 7 clases de cobertura vegetal y dos posiciones en el área de estudio (dentro y fuera de la NJR). Las pruebas estadísticas se realizaron en el software R.

V. RESULTADOS

V.1 Caracterización de la estructura de la vegetación

V.1.1 Esquema de clases

A continuación, se presenta el esquema de clases, el cual fue utilizado para la elaboración de todos los análisis subsecuentes en este proyecto, especialmente para la caracterización de las comunidades vegetales y para las clasificaciones de cobertura de suelo.

En total se constituyeron 8 clases de cobertura (de las cuales 7 son de vegetación), que son la base para el resto de los análisis elaborados en este estudio (Tabla 3).

Tabla 3. Descripción general de las clases presentes en el área de estudio. (Información modificada y adecuada de INEGI, 2014).

Clase de vegetación	Descripción
Encinar	Bosques formados predominantemente por especies del género <i>Quercus</i> spp. (encinos). Se encuentran en forma de grandes parches o franjas extendidas, usualmente en laderas de zonas altas, sin embargo, esta clase puede identificarse en condiciones diferentes, exceptuando zonas con climas áridas. Los individuos integran estructuras variables, desde formas arbustivas hasta alturas superiores a los 30 m, dispuestos en formaciones medianamente abiertas o cerradas. Las especies más comunes de estas comunidades son <i>Quercus chihuahuensis</i> , <i>Quercus albocincta</i> , <i>Vachellia farnesiana</i> , <i>Baccharis salicifolia</i> , <i>Lysiloma divaricatum</i> , <i>Caesalpinia</i> spp., etc.
Matorral subtropical	Arbustos o árboles bajos, típicamente de altura inferior a 4 m, inermes o espinosos que se desarrollan en una amplia zona de transición ecológica entre zonas subhúmedas y matorrales de zonas áridas y semiáridas. Es una clase de vegetación muy diversa, con estructura horizontal por lo común bastante cerrada. Se pueden encontrar especies como <i>Bursera laxiflora</i> , <i>Senna pallida</i> , <i>Jatropha</i> spp., <i>Stenocereus thurberi</i> , <i>Mimosa distachya</i> , etc.
Matorral xerófilo	Arbustos achaparrados, con presencia dispersa de cactáceas, pastos y árboles caducifolios, adaptados a medios secos con escasos periodos de humedad. Los individuos que aquí se encuentran suelen presentar espinas, tallos fotosintéticos y hojas de pequeño tamaño. Algunas especies aquí presentes son <i>Vachellia campechiana</i> , <i>Vachellia</i>

	<i>farnesiana</i> , <i>Vachellia constricta</i> , <i>Lycium berlandieri</i> , <i>Parkinsonia</i> spp., <i>Cylindropuntia</i> spp., etc.
Mezquital	Vegetación mayoritariamente arbórea y espinosa donde predominan los mezquites (<i>Prosopis</i> spp.). En sitios semiáridos y subhúmedos, sobre suelos planos y profundos donde puede existir agua subterránea aprovechada por las largas raíces de los mezquites, que pueden permanecer verdes aún en épocas de sequía. En esta clase existe además la presencia de algunas especies como <i>Olneya tesota</i> , <i>Mimosa distachya</i> , <i>Phaulothamnus spinescens</i> , etc.
Pastizal	Áreas dominadas por vegetación del estrato herbáceo, especialmente gramíneas nativas. Se pueden encontrar en áreas extensas de planicies o laderas altas con terrenos poco o nada accidentados de zonas semiáridas con clima seco. Algunas especies aquí presentes son <i>Aristida ternipes</i> , <i>Bouteloua</i> spp., <i>Eragrostris</i> spp., entre otras.
Pastizal inducido	Praderas dominadas casi en su totalidad por el pasto exótico y con potencial invasor <i>Cenchrus ciliaris</i> (zacate Buffel). Este se desarrolla en suelos medianamente profundos de mesetas y laderas poco inclinadas. Estas áreas, en su mayoría, corresponden a lo que antes representaba otra clase de vegetación, como matorral o pastizal nativo. Sin embargo, la introducción de zacate Buffel con fines de producción ganadera y el potencial de persistir y colonizar nuevas áreas lo mantienen presente aun sin actividad ganadera. Otras especies que pueden estar presentes son <i>Cylindropuntia thurberi</i> , <i>Senegalia</i> spp., <i>Ambrosia</i> spp., etc.
Vegetación de arroyos	Áreas en forma de corredor que presentan vegetación característica que sigue el curso de los arroyos y ríos, incluso sin presencia de agua. Se pueden identificar elementos de los tres estratos verticales principales. Los árboles pueden ser de gran altura, acompañados por arbustos y herbáceas que cubren gran porcentaje del suelo. Es una clase de gran relevancia ya que funge como corredor biológico, fuente de dispersión, de agua y alimento para muchas especies. Algunos elementos comunes en esta clase son <i>Baccharis salicifolia</i> , <i>Brahea brandegeei</i> , <i>Platanus wrightii</i> , <i>Prosopis</i> spp., <i>Ambrosia ambrosioides</i> , <i>Salix</i> spp., etc.
Suelo desnudo	Áreas desprovistas de vegetación, como posible consecuencia de secuelas por uso humano de suelo o por la deposición arenosa del curso de ríos y arroyos.

V.1.2 Estimación de cobertura general y composición de especies leñosas

Los muestreos en campo se realizaron en 6 de las 7 clases de cobertura correspondientes a comunidades vegetales. La estimación de cobertura para el estrato leñoso por clase de vegetación muestra que, en promedio, la vegetación de arroyos es la que presenta mayor cobertura de árboles y arbustos, seguida por el encinar, el matorral xerófilo, matorral subtropical, mezquitil y, por último, pastizal inducido, con solo el 33% de cobertura del estrato leñoso (Figura 2). En el caso de la cobertura herbácea, el pastizal inducido presentó el mayor porcentaje de cobertura de este estrato (fuertemente dominado por una sola especie, zacate Buffel - *Cenchrus ciliaris*). El mezquitil y la vegetación de arroyos también presentaron alta cobertura, seguidos por el matorral subtropical, matorral xerófilo y encinar. Este último, presentando la menor cantidad de cobertura herbácea y siendo la única clase de vegetación muestreada con menos del 50% de cobertura de esta forma de vida (Figura 2).

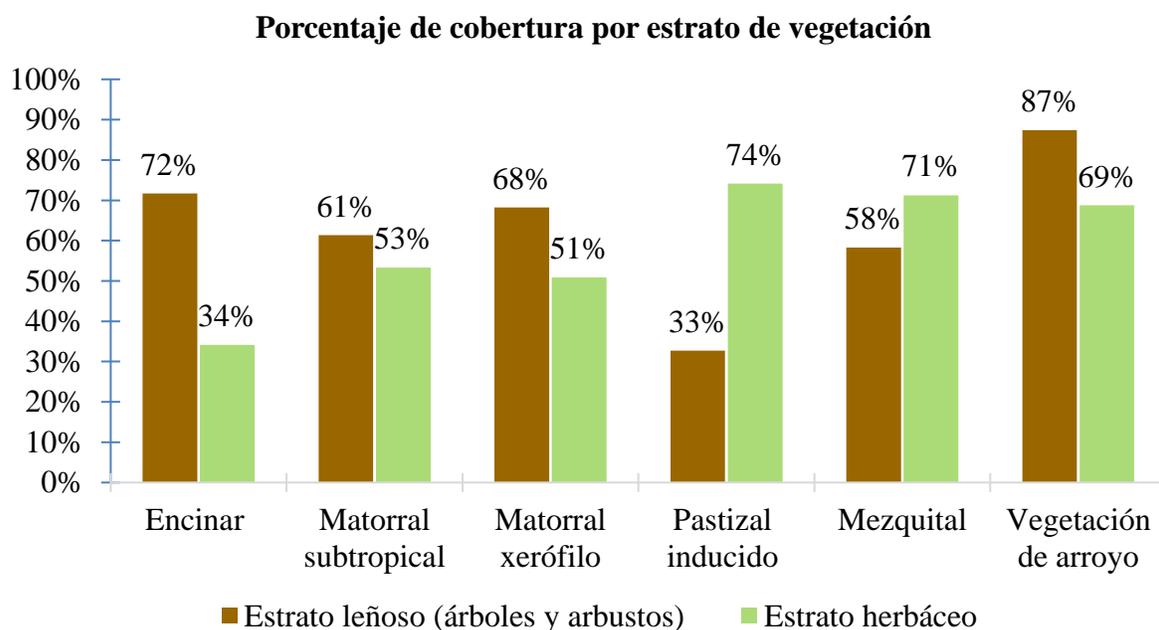


Figura 2. Porcentaje de cobertura del estrato leñoso (arbóreo y arbustivo) y herbáceo, para cada una de las clases de vegetación muestreadas.

Por otro lado, el porcentaje de cobertura del estrato leñoso de las especies individuales varió según la clase de vegetación. En el encinar, la especie de mayor cobertura leñosa fue una especie de encino (*Quercus chihuahuensis*), en el matorral subtropical fue el huizache (*Vachellia campechiana*), dominando considerablemente a las demás especies presentes, con el

36.7% de cobertura. De igual manera, el huizache alcanzó el mayor porcentaje de cobertura en matorral xerófilo con el 14.4 % de cobertura. Sin embargo, en esta última clase, la cobertura de huizache fue equiparable a la del mezquite (*Prosopis velutina*), con 12.6%, y a la de la vinorama (*Vachellia farnesiana*), con el 11.5% (Tabla 4).

En el mezquital, fue una sola especie de mezquite (*Prosopis velutina*) la que dominó la cobertura con el 52.5%, muy por encima del porcentaje del resto de las especies presentes. El pastizal inducido presentó una baja cobertura leñosa, pero la especie con mayor cobertura fue también el huizache, con el 27%. Por último, en la vegetación de arroyos, fue el sicomoro (*Platanus wrightii*), la especie que tuvo la mayor cobertura, con 37.8%, seguida por el mezquite, con 23.5% (Tabla 4). El huizache (*Vachellia campechiana*) y el mezquite (*Prosopis velutina*) fueron las especies que más se compartieron entre clases, encontrándose en 5 y 4 tipos de vegetación muestreados, respectivamente. De igual forma, también fueron especies con altos porcentajes de cobertura. A diferencia de estas, algunas especies solo se encontraron dentro de una clase de vegetación, y regularmente con porcentajes bajos de cobertura (Tabla 4). Las especies presentes solo en una comunidad vegetal fueron: *Condalia correllii*, *Quercus albocincta* y *Senegalia occidentalis* en encinar, *Croton sonora*, *Cylindropuntia fulgida*, *Erythrostemon caladenia*, *Fouquieria macdougalii*, *Jatropha cardiophylla*, *Mimosa distachya*, *Solanum grayi* en matorral subtropical, *Encelia farinosa*, *Lycium andersonii*, *Parthenium tomentosum*, *Randia sonorensis* en matorral xerófilo, *Lycium fremontii* y *Phaulothamnus spinescens* en mezquital, *Ayenia jaliscana*, *Bursera fagaroides*, *Bursera laxiflora* en pastizal inducido y *Senegalia greggii*, *Ambrosia ambrosioides*, *Baccharis salicifolia*, *Guazuma ulmifolia*, *Platanus wrightii*, *Sabal uresana*, *Salix bonplandiana* y *Sapindus saponaria* en vegetación de arroyos. Los nombres científicos, sinonimias y nombres comunes de las especies se encuentran en el apéndice 4.

Tabla 4. Porcentajes de cobertura por especie dentro de cada clase (considerando solamente estratos arbustivo y arbóreo).

Especie	% Cobertura
Encinar	
<i>Senegalia occidentalis</i>	2.67
<i>Acaciella angustissima</i>	1.50
<i>Condalia correllii</i>	0.83
<i>Dodonaea viscosa</i>	9.08

<i>Quercus chihuahuensis</i>	29.92
<i>Quercus albocincta</i>	10.25
<i>Vachellia campechiana</i>	4.00
<i>Vachellia farnesiana</i>	13.54
Sin cobertura	28.21
TOTAL	100.00

Matorral subtropical

<i>Celtis pallida</i>	0.50
<i>Croton ciliatoglandulifer</i>	3.04
<i>Croton sonora</i>	1.58
<i>Cylindropuntia fulgida</i>	0.25
<i>Cylindropuntia thurberi</i>	0.38
<i>Erythrostemon caladenia</i>	3.54
<i>Fouquieria macdougalii</i>	2.71
<i>Jatropha cardiophylla</i>	0.38
<i>Lycium berlandieri</i>	2.83
<i>Mimosa distachya</i>	2.71
<i>Parkinsonia praecox</i>	0.83
<i>Prosopis velutina</i>	2.50
<i>Solanum grayi</i>	0.50
<i>Solanum houstonii</i>	0.58
<i>Vachellia campechiana</i>	36.79
<i>Vachellia constricta</i>	1.58
<i>Vachellia farnesiana</i>	0.63
Sin cobertura	38.67
TOTAL	100.00

Matorral xerófilo

<i>Acaciella angustissima</i>	7.08
<i>Celtis pallida</i>	1.25
<i>Croton ciliatoglandulifer</i>	6.21
<i>Cylindropuntia thurberi</i>	0.50
<i>Encelia farinosa</i>	0.83
<i>Lycium andersonii</i>	3.08
<i>Lycium berlandieri</i>	4.08
<i>Parkinsonia praecox</i>	3.08
<i>Parthenium tomentosum</i>	0.42
<i>Prosopis velutina</i>	12.67
<i>Randia sonorensis</i>	1.08
<i>Solanum houstonii</i>	0.21
<i>Vachellia campechiana</i>	14.46
<i>Vachellia constricta</i>	1.67
<i>Vachellia farnesiana</i>	11.58

Sin cobertura	31.79
TOTAL	100.00
Mezquital	
<i>Celtis pallida</i>	2.29
<i>Lycium berlandieri</i>	1.08
<i>Lycium fremontii</i>	0.83
<i>Phaulothamnus spinescens</i>	0.75
<i>Prosopis velutina</i>	52.58
<i>Vachellia campechiana</i>	0.71
Sin cobertura	41.75
TOTAL	100.00
Pastizal inducido	
<i>Ayenia jaliscana</i>	0.25
<i>Bursera fagaroides</i>	2.17
<i>Bursera laxiflora</i>	1.25
<i>Cylindropuntia thurberi</i>	0.79
<i>Lysiloma divaricatum</i>	0.96
<i>Solanum houstonii</i>	0.75
<i>Vachellia campechiana</i>	27.08
<i>Vachellia farnesiana</i>	0.50
Sin cobertura	66.25
TOTAL	100.00
Vegetación de arroyos	
<i>Senegalia greggii</i>	10.58
<i>Ambrosia ambrosioides</i>	0.08
<i>Baccharis salicifolia</i>	3.50
<i>Guazuma ulmifolia</i>	2.08
<i>Platanus wrightii</i>	37.83
<i>Prosopis velutina</i>	23.54
<i>Quercus chihuahuensis</i>	3.33
<i>Sabal uresana</i>	2.50
<i>Salix bonplandiana</i>	1.25
<i>Sapindus saponaria</i>	2.67
Sin cobertura	12.63
TOTAL	100.00

V.1.3 Estimación de diversidad de especies leñosas

La riqueza de especies es mayor el matorral subtropical, seguido por el matorral xerófilo y la vegetación de arroyos. En cambio, el mezquital es la comunidad vegetal menos diversa, seguido por el encinar y el pastizal inducido, ambos con el mismo número de especies. Esto guarda

relación con la cantidad de especies abundantes y muy abundantes, ya que las comunidades pobres en especies también presentan el menor número de especies abundantes y muy abundantes (Tabla 5). Además, estas comunidades con menor riqueza también son las que presentaron menos especies presentes solo en esa comunidad vegetal, las que se podrían catalogar como especies raras (ver apartado V.1.2).

Las comunidades vegetales con mayor riqueza de especies presentan una mayor codominancia de especies, ya que existen en ellas una mayor proporción de especies abundantes y muy abundantes, mismas que cubren la mayor proporción de suelo por comunidad vegetal. En cambio, las comunidades con menos riqueza de especies se encuentran dominadas por una sola especie leñosa, tal es el caso del mezquital, con el mezquite (*Prosopis velutina*) y el pastizal inducido con el huizache (*Vachellia campechiana*) (Tabla 4), haciéndolas comunidades vegetales con menos equitatividad de especies. Cabe mencionar que en la comunidad de pastizal inducido está fuertemente dominada por zacate Buffel (*Cenchrus ciliaris*), pero al pertenecer esta especie al estrato herbáceo no se tomó en cuenta para este análisis.

Tabla 5. Número de especies presentes, abundantes y muy abundantes por clase de vegetación, según las estimaciones de diversidad utilizando los tres primeros números de Hill (1973).

Clase de cobertura	q1 (Riqueza)	q2 (Abundantes)	q3 (Muy abundantes)
Encinar	8	5.9	4.7
Matorral subtropical	17	8.2	4.7
Matorral xerófilo	15	9.7	7.1
Mezquital	6	2.7	1.8
Pastizal inducido	8	3.1	1.9
Vegetación de arroyos	10	7.3	5.6

V.2 Clasificaciones de cobertura de suelo

V.2.1 Selección de imágenes para la clasificación

Al evaluar las cantidades de precipitación para años que cumplieran con el criterio de selección de presentar cantidades similares de precipitación para seleccionar las imágenes de LANDSAT, se encontró que los años 2003, 2010 y 2018 tuvieron cantidades de precipitación más similares

entre ellos que otros años candidatos. Además, estos tres años también resultaron más equidistantes en el tiempo y las sumatorias de precipitación mensual acumulada para los tres años mostraron cantidades de lluvia aproximadamente similares en la región, especialmente para los años límite de la cronosecuencia, inicio y fin, como se puede observar en la Tabla 6.

Tabla 6. Precipitación anual acumulada para los años seleccionados.

Año	Precipitación anual en mm	
	TRMM	IMERG
2003	767.746	548.902
2010	668.38	666.523
2018	703.608	644.497

En base a los resultados de precipitación, fue posible seleccionar las imágenes para los mapas de clasificación y análisis de cambio, de los cuales se derivan gran parte de los análisis elaborados en este trabajo. Las fechas exactas de las cuales se solicitaron cada una de las imágenes de LANDSAT y PlanetScope se muestran en la Tabla 7.

Tabla 7. Selección de fechas de imágenes satelitales utilizadas.

Año	Temporada	Fecha	Satélite	Sensor
2003	Seca	01/05/2003	LANDSAT 5	Thematic Mapper (TM)
	Húmeda	06/09/2003		
2010	Seca	20/05/2010	LANDSAT 5	Thematic Mapper (TM)
	Húmeda	25/09/2010		
2018	Seca	08/04/2018	LANDSAT 8	Operational Land Imager (OLI)
	Húmeda	17/10/2018		
2018	Seca	04 y 05/04/2018	PlanetScope	Dove Classic
	Húmeda	28/09/2018		

V.2.2 Variables consideradas para la clasificación

Las variables explicativas fueron, en su mayoría, generadas a partir de las bandas de reflectancias originales obtenidas de la descomposición de imágenes solicitadas y solo el modelo de elevación digital, la pendiente y el aspecto fueron obtenidas aparte. Las bandas seleccionadas por su injerencia aparente en este trabajo y las variables explicativas utilizadas

por sensor se describen en la Tabla 8 (para observar el desglose total de variables utilizadas por sensor, ir al apéndice número 2 de este trabajo). Todas las variables se obtuvieron para ambas temporadas (húmeda y seca), excepto el modelo de elevación digital, la pendiente y el aspecto.

El total de variables explicativas difieren porque los sensores de los cuales proceden las imágenes son distintos. Para las clasificaciones de cobertura de los años 2003 y 2010 se utilizó el sensor LANDSAT TM, y para las clasificaciones de 2018 el sensor LANDSAT OLI y Dove Classic (mismo año, pero diferente resolución espacial).

Tabla 8. Bandas satelitales y total de variables explicativas consideradas para la elaboración de mapas de clasificación de cobertura.

Sensor	Bandas utilizadas	Variables explicativas utilizadas
LANDSAT TM	1 (Azul) 2 (Verde) 3 (Rojo) 4 (Infrarrojo cercano) 5 (Infrarrojo de onda corta) 7 (Infrarrojo medio)	Reflectancias (Bandas 1 a 5 y 7). Componentes principales (Bandas 1 a 5 y 7). Textura del terreno (Bandas 1 a 5 y 7). Tasseled cap (Bandas 1 a 5 y 7). Índices de vegetación (NDVI, EVI y SAVI). Modelo e elevación digital, pendiente y aspecto.
LANDSAT OLI	1 (Azul de costas) 2 (Azul) 3 (Verde) 4 (Rojo) 5 (Infrarrojo cercano) 6 (Infrarrojo de onda corta 1) 7 (Infrarrojo de onda corta 2)	Reflectancias (Bandas 1 a 7). Componentes principales (Bandas 1 a 7). Textura del terreno (Bandas 1 a 7). Tasseled cap (Bandas 1 a 6). Índices de vegetación (NDVI, EVI y SAVI). Modelo e elevación digital, pendiente y aspecto.
Dove Classic	1 (Azul) 2 (Verde) 3 (Rojo) 4 (Infrarrojo cercano)	Reflectancias (Bandas 1 a 4). Textura del terreno (Bandas 1 a 4). Índices de vegetación (NDVI, EVI y SAVI). Modelo e elevación digital, pendiente y aspecto.

V.2.3 Puntos de entrenamiento

Las clasificaciones supervisadas se realizaron mediante entrenamiento supervisado de cada una de las 8 clases de cobertura presentes en el área de estudio (de acuerdo con el esquema de clases). En total se utilizaron 1,849 puntos de entrenamiento, los cuales fueron proporcionados (en su mayoría) por el equipo de manejadores de la reserva u obtenidos en base a la selección cautelosa de ubicaciones mediante el uso de la aplicación Google Earth Pro.

Con el objetivo de alcanzar niveles de precisión elevados, se realizaron ajustes con la cantidad y distribución de puntos de entrenamiento, quedando como conjuntos finales, los siguientes (Tabla 9):

Tabla 9. Número total de puntos de entrenamiento para realizar las clasificaciones supervisadas de cobertura de suelo.

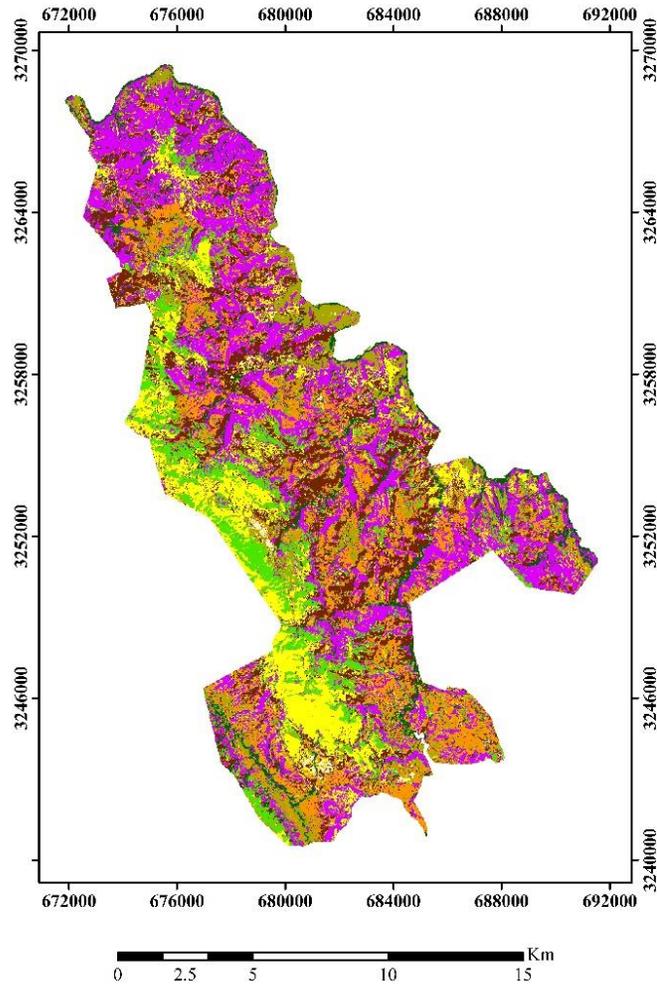
Encinar	266
Matorral subtropical	256
Matorral xerófilo	253
Mezquital	252
Pastizal	260
Pastizal inducido	250
Vegetación de arroyos	257
Suelo desnudo	55
TOTAL	1,849

V.2.4 Mapas de cobertura

Todas las clasificaciones resultaron con precisiones igual o mayores a 0.75, con índices de Kappa superiores a 0.72, lo que nos indica una buena representatividad de la realidad en cuanto a la distribución actual y pasada de las clases de cobertura en el área de estudio. Los resultados de estos mapas se acompañan del valor de precisión alcanzado por el clasificador, su correspondiente índice de Kappa y matriz de confusión, que nos brindan información adicional de la calidad espacial de los datos (Figuras 3 a la 10).

Clasificación 2003

Para el año 2003, se obtuvo una precisión de 0.758 y un índice de Kappa de 0.72



Predicción	Referencia							
	E	MS	MX	MZ	P	PI	SD	VA
E	63	11	0	9	3	0	0	1
MS	3	48	2	1	3	2	0	4
MX	0	1	55	3	5	8	1	0
MZ	3	2	0	46	2	3	0	4
P	4	5	7	4	63	1	0	0
PI	3	5	9	11	1	61	0	0
SD	0	0	1	0	1	0	15	1
VA	3	4	1	1	0	0	0	67

Abreviación de clases: E: Encinar, MS: Matorral subtropical, MX: Matorral xerófilo, MZ: Mezquital, P: Pastizal, PI: Pastizal inducido, SD: Suelo desnudo, VA: Vegetación de arroyos.

Simbología

- Encinar
- Pastizal
- Matorral subtropical
- Pastizal inducido
- Matorral xerófilo
- Suelo desnudo
- Mezquital
- Vegetación de arroyos

Figura 3. Mapa de clasificación del año 2003 para el área de la NJR.

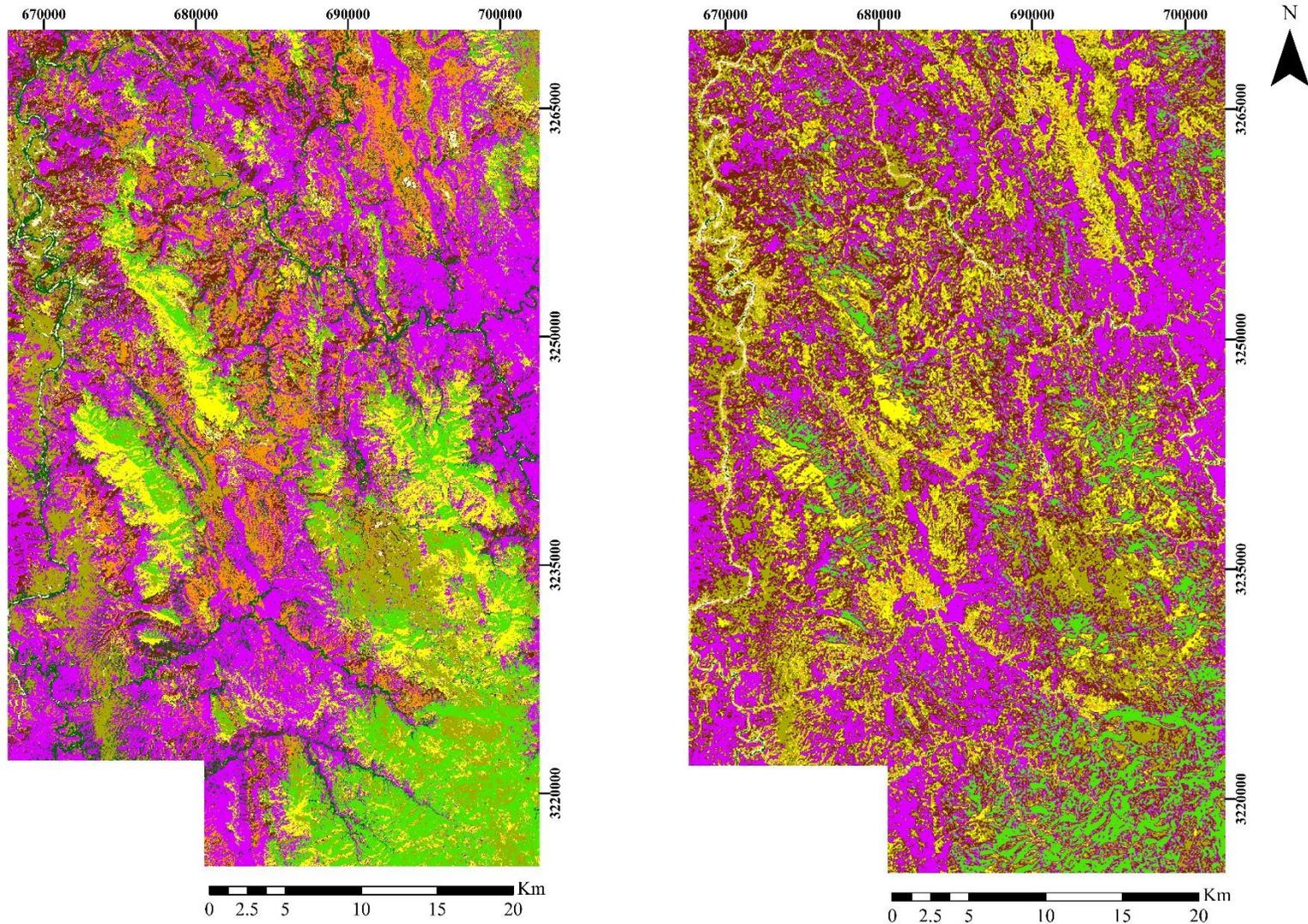
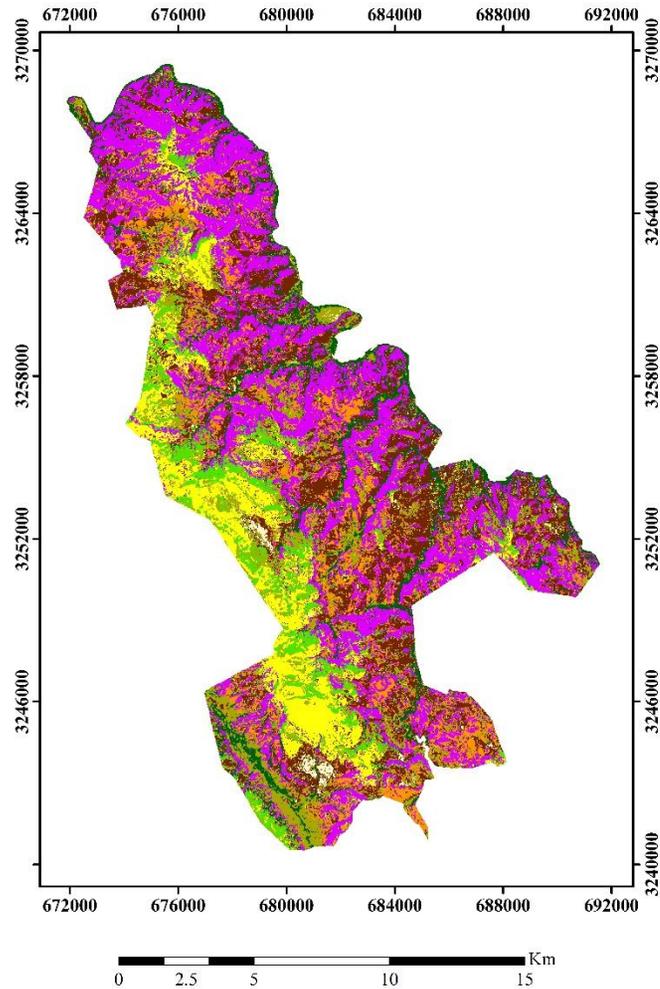


Figura 4. Izquierda: Mapa de clasificación del año 2003 para la totalidad del área de estudio, Derecha: Filtro de paso bajo aplicado a la clasificación del año 2003. La simbología es la misma utilizada para el área de la reserva.

Clasificación 2010

Para el año 2010, se obtuvo una precisión de 0.802, con un índice Kappa de 0.771.



Predicción	Referencia							
	E	MS	MX	MZ	P	PI	SD	VA
E	65	2	0	8	1	0	0	2
MS	7	58	0	2	2	4	0	1
MX	0	2	57	1	12	2	2	0
MZ	4	1	4	56	4	3	0	2
P	0	3	8	2	58	1	1	1
PI	0	6	4	2	1	64	0	0
SD	0	0	2	0	0	1	13	0
VA	3	4	0	4	0	0	0	71

Abreviación de clases: E: Encinar, MS: Matorral subtropical, MX: Matorral xerófilo, MZ: Mezquital, P: Pastizal, PI: Pastizal inducido, SD: Suelo desnudo, VA: Vegetación de arroyos.

Simbología

	Encinar		Pastizal
	Matorral subtropical		Pastizal inducido
	Matorral xerófilo		Suelo desnudo
	Mezquital		Vegetación de arroyos

Figura 5. Mapa de clasificación del año 2010 para el área de la NJR.

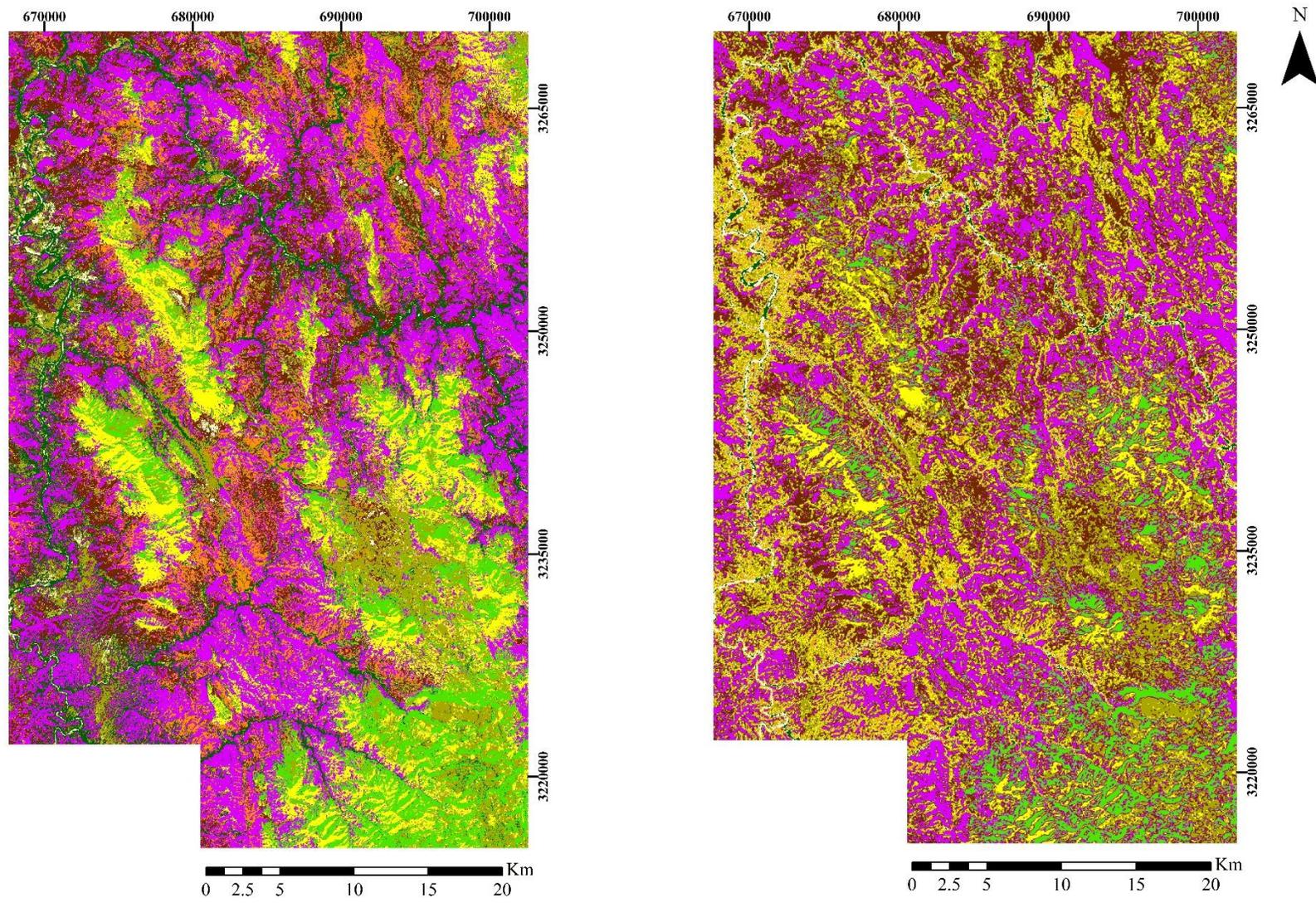
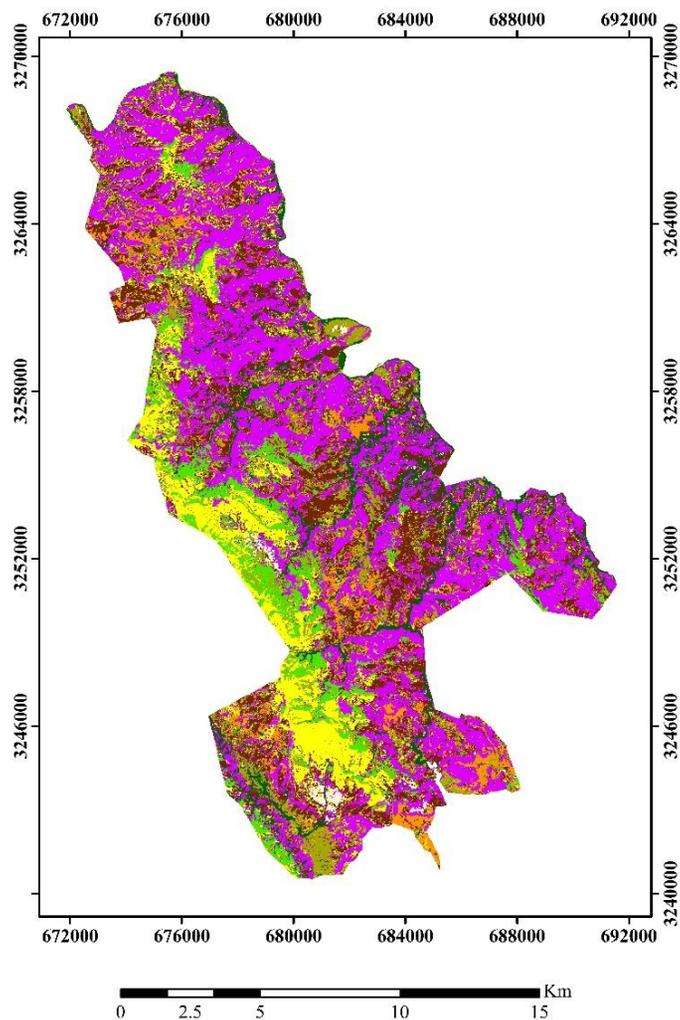


Figura 6. Izquierda: Mapa de clasificación del año 2010 para la totalidad del área de estudio, Derecha: Filtro de paso bajo aplicado a la clasificación del año 2010. La simbología es la misma utilizada para el área de la reserva.

Clasificación 2018

Para el año 2018 se obtuvo una precisión de 0.813 con un índice de Kappa de 0.783.



Predicción	Referencia							
	E	MS	MX	MZ	P	PI	SD	VA
E	70	4	0	3	0	0	0	1
MS	4	66	1	2	3	0	0	3
MX	1	1	57	8	7	7	4	2
MZ	4	1	7	53	3	5	1	2
P	0	3	4	5	64	2	1	1
PI	0	1	3	1	1	61	1	0
SD	0	0	2	0	0	0	9	0
VA	0	0	1	3	0	0	0	68

Abreviación de clases: E: Encinar, MS: Matorral subtropical, MX: Matorral xerófilo, MZ: Mezquital, P: Pastizal, PI: Pastizal inducido, SD: Suelo desnudo, VA: Vegetación de arroyos.

Simbología

 Encinar	 Pastizal
 Matorral subtropical	 Pastizal inducido
 Matorral xerófilo	 Suelo desnudo
 Mezquital	 Vegetación de arroyos

Figura 7. Mapa de clasificación del año 2018 para el área de la NJR.

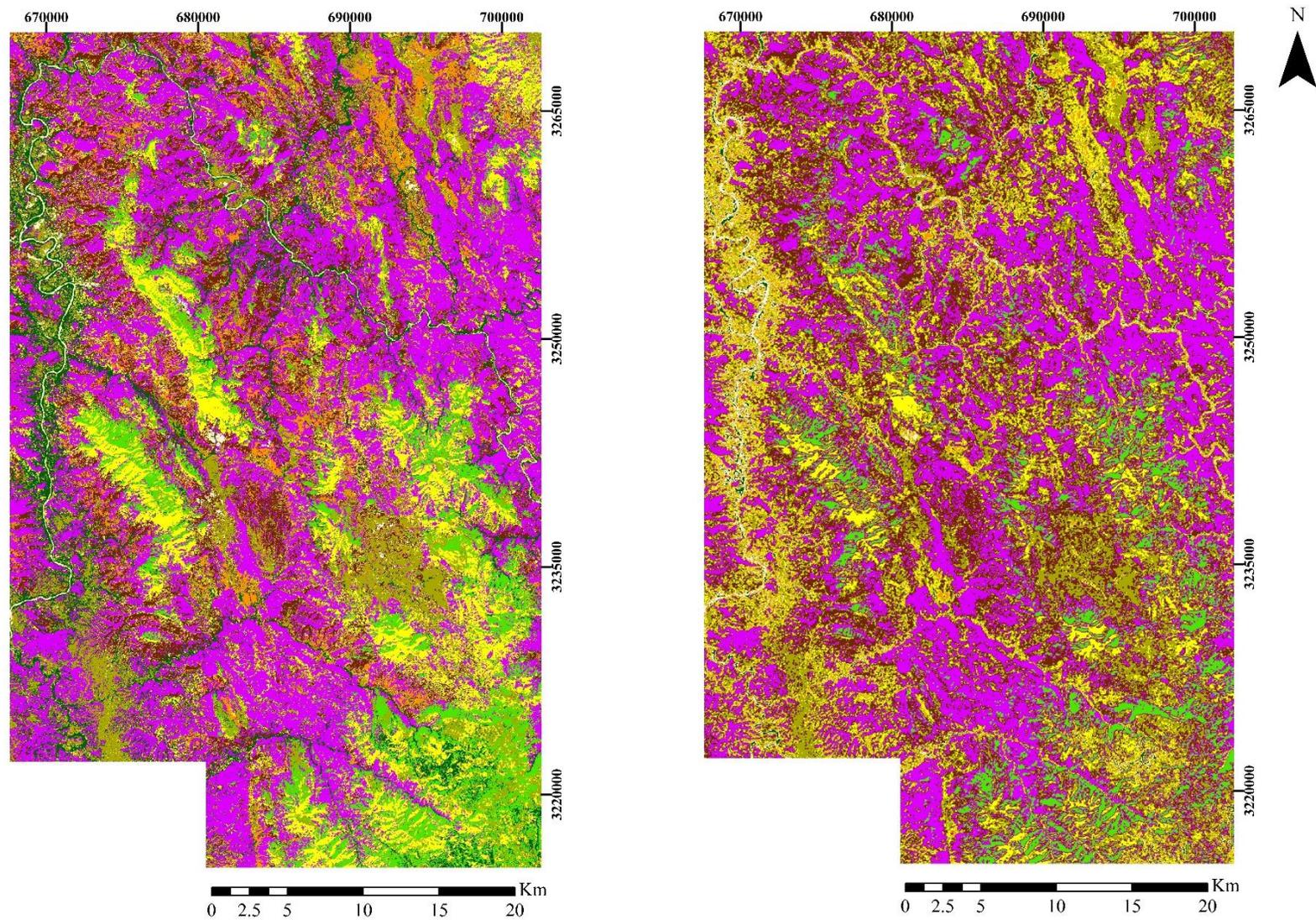
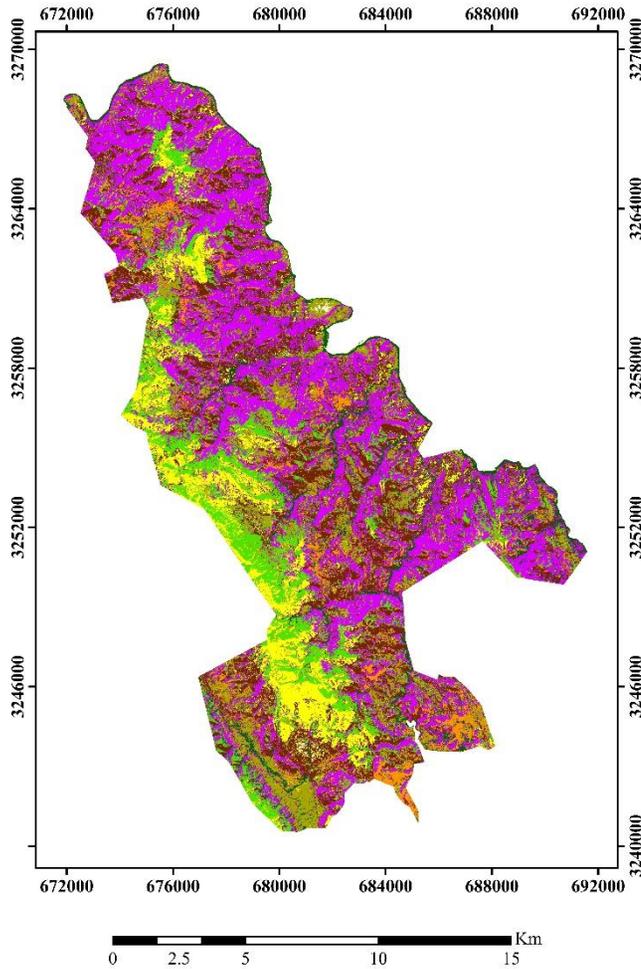


Figura 8. Izquierda: Mapa de clasificación del año 2018 para la totalidad del área de estudio, Derecha: Filtro de paso bajo aplicado a la clasificación del año 2018. La simbología es la misma utilizada para el área de la reserva.

Clasificación 2018 (PlanetScope)

Para el año 2018, se obtuvo una precisión de 0.973 y un índice de Kappa de 0.96



Predicción	Referencia							
	E	MS	MX	MZ	P	PI	SD	VA
E	683	7	0	7	1	2	0	2
MS	8	655	1	0	2	0	0	1
MX	0	0	629	6	12	5	0	1
MZ	3	1	12	624	4	4	1	2
P	1	3	3	5	650	2	0	0
PI	0	1	12	2	9	636	0	2
SD	0	0	0	0	0	0	135	0
VA	0	2	0	4	0	0	0	667

Abreviación de clases: E: Encinar, MS: Matorral subtropical, MX: Matorral xerófilo, MZ: Mezquital, P: Pastizal, PI: Pastizal inducido, SD: Suelo desnudo, VA: Vegetación de arroyos.

Simbología

■ Encinar	■ Pastizal
■ Matorral subtropical	■ Pastizal inducido
■ Matorral xerófilo	■ Suelo desnudo
■ Mezquital	■ Vegetación de arroyos

Figura 9. Mapa de clasificación del año 2018 para el área de la NJR (PlanetScope).

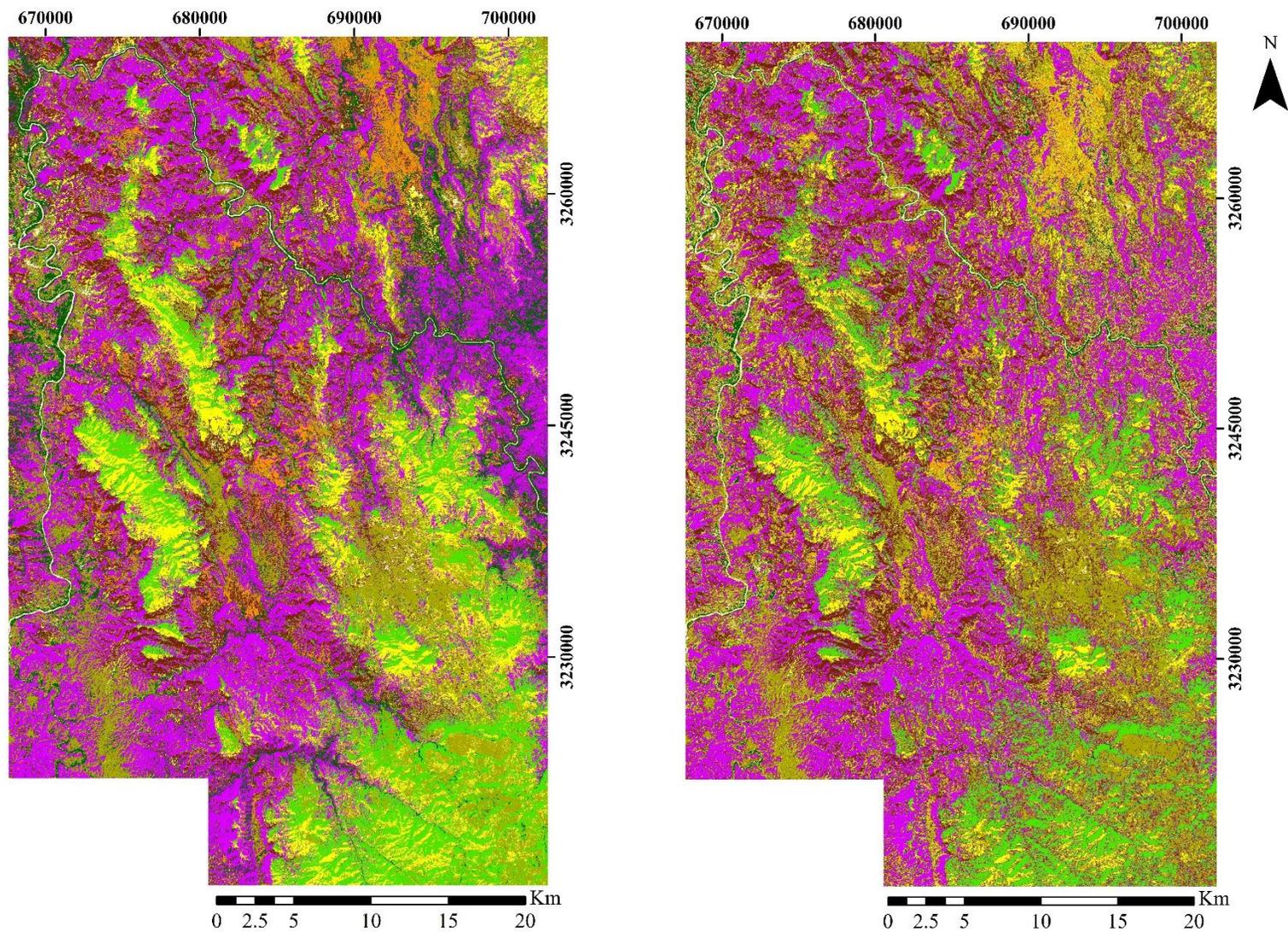


Figura 10. Izquierda: Mapa de clasificación del año 2018 para la totalidad del área de estudio, Derecha: Filtro de paso bajo aplicado a la clasificación del año 2018 (PlanetScope). La simbología es la misma utilizada para el área de la reserva.

Las clasificaciones de cobertura mejoraron su precisión conforme el tiempo, siendo las mejores en desempeño las más recientes. La precisión alcanzada con el sensor de alta resolución espacial (3 metros por pixel) mejoró considerablemente respecto al desempeño de LANDSAT, considerando que los puntos de entrenamiento y el algoritmo clasificador fue el mismo.

Las clases que más se confundieron entre ellas resultan presentar fisionomías más similares entre sí que con el resto, lo cual es predecible considerando que las variables explicativas seleccionadas tienen el propósito de brindar información acerca de la variabilidad en reflectancia espectral de la vegetación (variables derivadas de las bandas originales de reflectancias) y características topográficas en las que se encuentran cada una de las clases (modelo de elevación digital, pendiente y aspecto del terreno).

En los mapas de clasificación obtenidos es posible detectar ciertos patrones en el comportamiento de la vegetación respecto a su ubicación en el espacio, esto se mantiene respecto en el tiempo, resultando consistente en los tres años seleccionados de la cronosecuencia. Ejemplo de esto es la presencia adyacente del encinar y el pastizal natural, donde además se observa que el primero se presenta en su mayoría del lado norte de exposición, mientras que el segundo del lado sur. Así mismo, la vegetación de arroyos y el mezquital se presentan mayormente uno enseguida del otro, lo cual se pudo corroborar en el muestreo *in situ*, donde fue común encontrar zonas de amplia predominancia de mezquite (*Prosopis* spp.) a una distancia cercana a donde empezaba la vegetación clasificada como “de arroyos” según lo establecido en el esquema de clases. Por el contrario, las clases de matorral xerófilo y pastizal inducido parecen tener una distribución espacial menos predecible, encontrándose en forma de parches de menor o mayor tamaño en algunas zonas del área de estudio, incluyendo la NJR. Por último, el matorral subtropical dominó el paisaje y el suelo desnudo se encontró en zonas pequeñas y de forma reiterada al paso del tiempo, lo cual era de esperarse puesto que esta clase fue añadida con el propósito principal de alcanzar una mayor precisión y considerar la totalidad de las coberturas presentes, independientemente de su grado de representatividad en el área de estudio.

Haciendo el análisis exploratorio de los datos y transformando el número de píxeles a porcentajes, se puede observar que en el área de estudio en general, el porcentaje de cobertura por clase y año muestra una mayor proporción de matorral subtropical en los tres años y una tendencia

a la disminución del encinar, pastizal inducido y suelo desnudo en el gradiente temporal de la cronosecuencia analizada (Figura 11).

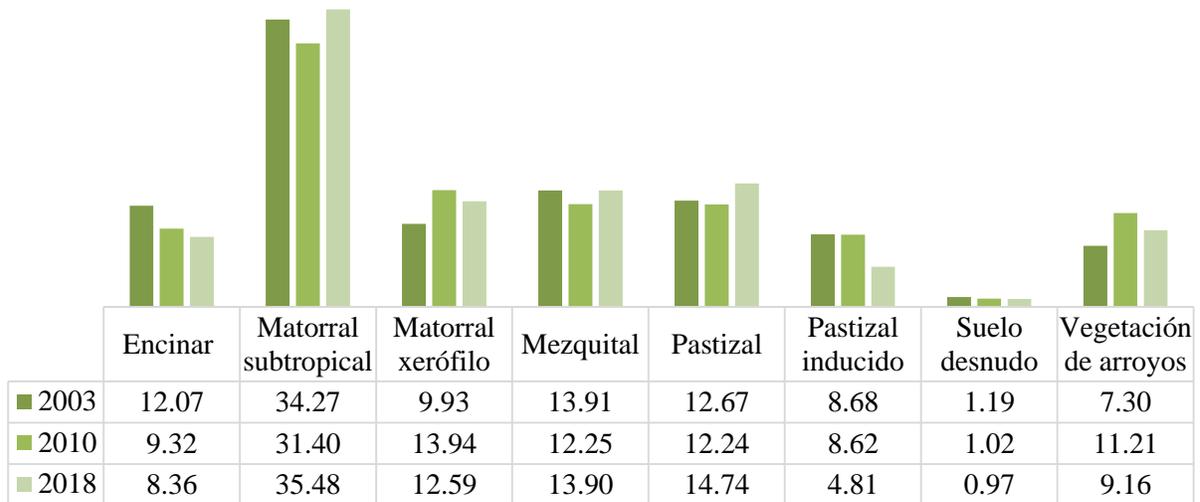


Figura 11. Porcentaje de cobertura por clase de vegetación y año de clasificación, para toda el área de estudio.

En la siguiente tabla se muestra la totalidad de hectáreas ocupadas por cada una de las clases de vegetación, según las clasificaciones de cobertura realizadas, para la totalidad del área de estudio (Tabla 10).

Tabla 10. Número de hectáreas por clase de cobertura y año de clasificación para la totalidad del área de estudio.

Clase	2003	2010	2018
Encinar	22153.59	17111.16	15336.99
Matorral subtropical	62884.08	57622.86	65112.12
Matorral xerófilo	18215.46	25587	23103.72
Mezquital	25521.93	22475.52	25508.25
Pastizal	23244.3	22462.65	27047.25
Pastizal inducido	15923.16	15815.34	8818.74
Suelo desnudo	2187.81	1866.42	1778.67
Vegetación de arroyos	13390.38	20579.76	16814.97
Total		183520.71	

Para el área respectiva solamente a la reserva, el matorral subtropical también fue la clase con mayor representación, que además presentó una tendencia de aumento. En la NJR también se detectó una disminución en el porcentaje de cobertura de pastizal inducido (Figura 12).

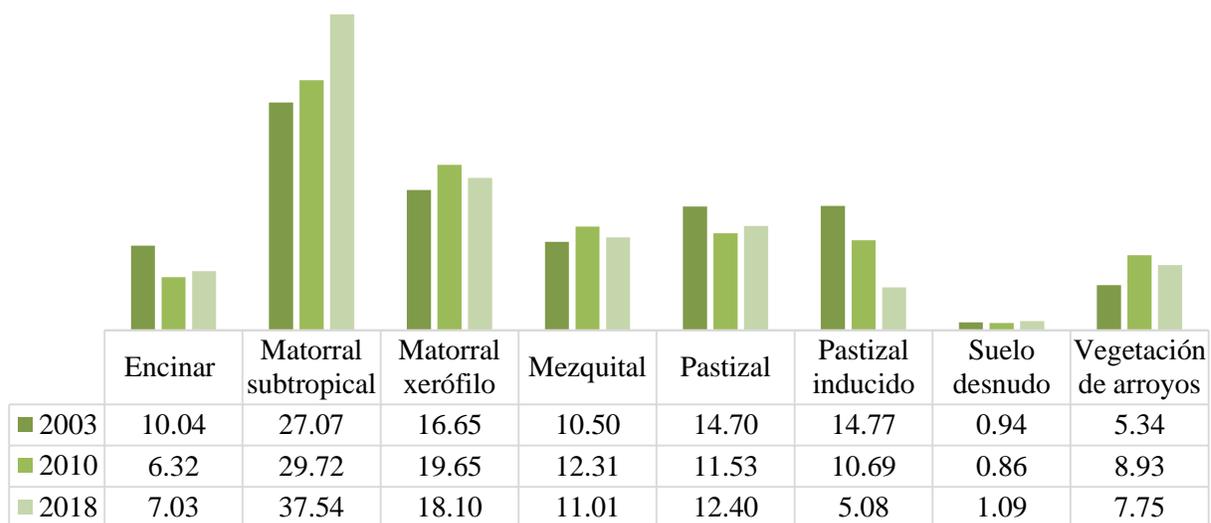


Figura 12. Porcentaje de cobertura por clase de vegetación y año de clasificación, para el área de la NJR.

La totalidad de hectáreas ocupadas por cada una de las clases de vegetación solamente para el área de la NJR se muestran en la Tabla 11.

Tabla 11. Número de hectáreas por clase de cobertura y año de clasificación para el área de la NJR.

Clase	2003	2010	2018
Encinar	2323.08	1462.05	1627.74
Matorral subtropical	6263.91	6876.36	8686.17
Matorral xerófilo	3852.9	4546.71	4187.97
Mezquital	2429.19	2849.13	2548.17
Pastizal	3400.74	2669.13	2870.19
Pastizal inducido	3417.57	2473.47	1175.13
Suelo desnudo	217.53	197.91	253.08
Vegetación de arroyos	1236.06	2066.22	1792.53
Total		23140.98	

V.2.5 Análisis de cambio

Las clases de cobertura pueden cambiar en el tiempo, transformando su estructura y generando una nueva composición del paisaje. A continuación, se muestran los porcentajes de área que mantuvieron la misma clasificación, así como los porcentajes de cada clase que se transformaron a otra entre los años 2003 y 2018 (Tabla 12). Estos resultados se muestran para el área de estudio en general (AE) y para el área de la NJR exclusivamente. La sumatoria de los porcentajes de cambio en el 2018 para cada una de las clases en el 2003 es del 100%.

Tabla 12. Porcentaje de área que fue catalogada como la misma clase o que cambió de una clase de cobertura a otra en el lapso 2003-2018, para el área de estudio en general y para la NJR.

	2003	2018	% AE	% NJR
Encinar		Encinar	45.57	39.37
		Matorral subtropical	19.58	25.98
		Matorral xerófilo	3.2	7.63
		Mezquital	10.41	10.3
		Pastizal	13.32	9.93
		Pastizal inducido	0.71	1.28
		Suelo desnudo	0.14	0.46
		Vegetación de arroyos	7.08	5.06
Matorral subtropical		Encinar	3.16	4.31
		Matorral subtropical	70.57	76.74
		Matorral xerófilo	4.82	4.75
		Mezquital	5.49	3.29
		Pastizal	7.61	3.84
		Pastizal inducido	2.49	1.84
		Suelo desnudo	0.04	0.07
		Vegetación de arroyos	5.81	5.17
Matorral xerófilo		Encinar	0.71	1.49
		Matorral subtropical	9.37	12.04
		Matorral xerófilo	50.26	52.96
		Mezquital	11.33	8.8
		Pastizal	10.9	10.28
		Pastizal inducido	11.51	8.54
		Suelo desnudo	1.12	1.53
		Vegetación de arroyos	4.79	4.34
Mezquital		Encinar	6.01	6.82
		Matorral subtropical	10.95	24.93
		Matorral xerófilo	8.91	12.33
		Mezquital	40.07	30.29

	Pastizal	15.62	8.27
	Pastizal inducido	2.48	3.29
	Suelo desnudo	0.83	1.04
	Vegetación de arroyos	15.13	13.03
Pastizal	Encinar	4.87	4.31
	Matorral subtropical	20.85	19.34
	Matorral xerófilo	11.7	13.44
	Mezquital	10.4	9.36
	Pastizal	46.92	46.75
	Pastizal inducido	1.87	1.43
	Suelo desnudo	0.34	1.4
	Vegetación de arroyos	3.04	3.98
Pastizal inducido	Encinar	0.62	1.25
	Matorral subtropical	17.83	29.52
	Matorral xerófilo	23.44	23.65
	Mezquital	21.87	18.23
	Pastizal	6.96	4.23
	Pastizal inducido	21.99	15.91
	Suelo desnudo	0.4	0.56
	Vegetación de arroyos	6.89	6.65
Suelo desnudo	Encinar	0.07	0.62
	Matorral subtropical	3.27	10.59
	Matorral xerófilo	21.6	23.87
	Mezquital	16.73	12.7
	Pastizal	10.19	10.22
	Pastizal inducido	4.41	5.5
	Suelo desnudo	35.34	32.73
	Vegetación de arroyos	8.38	3.76
Vegetación de arroyos	Encinar	2.67	2.4
	Matorral subtropical	30.89	41.79
	Matorral xerófilo	7.56	4.54
	Mezquital	8.92	4.76
	Pastizal	8.21	3.67
	Pastizal inducido	2.48	1.37
	Suelo desnudo	2.91	1.3
	Vegetación de arroyos	36.35	40.18

Al ser los cambios de cobertura de suelo en múltiples direcciones, es posible que el área de las clases que mantuvieron la misma clasificación en el lapso 2003-2018 esté integrada por clases que se transformaron de una clase a otra. Diferentes coberturas en el año 2003 pueden ser catalogadas como otras al 2018 y viceversa. Lo anterior se ejemplifica en la figura 13 y correspondiente matriz de cambios (Tabla 13), para el caso del área de estudio total. La sumatoria de las filas indica el porcentaje del AE que fue clasificado por clase para el año 2003 y la sumatoria por columnas indica el porcentaje del AE clasificado por clase de cobertura para el año 2018.

Tabla 13. Porcentaje de cambios de cobertura de suelo 2003-2018 para el AE. Abreviación de clases: E: Encinar, MS: Matorral subtropical, MX: Matorral xerófilo, MZ: Mezquital, P: Pastizal, PI: Pastizal inducido, SD: Suelo desnudo, VA: Vegetación de arroyos.

		2018								
		E	MS	MX	MZ	P	PI	SD	VA	Total
2003	E	5.50	2.36	0.39	1.26	1.61	0.09	0.02	0.85	12.07
	MS	1.08	24.18	1.65	1.88	2.61	0.85	0.01	1.99	34.27
	MX	0.07	0.93	4.99	1.12	1.08	1.14	0.11	0.48	9.93
	MZ	0.84	1.52	1.24	5.57	2.17	0.34	0.12	2.10	13.91
	P	0.62	2.64	1.48	1.32	5.94	0.24	0.04	0.39	12.67
	PI	0.05	1.55	2.03	1.90	0.60	1.91	0.03	0.60	8.68
	SD	0.00	0.04	0.26	0.20	0.12	0.05	0.42	0.10	1.19
	VA	0.19	2.25	0.55	0.65	0.60	0.18	0.21	2.65	7.30
	Total	8.36	35.48	12.59	13.90	14.74	4.81	0.97	9.16	100

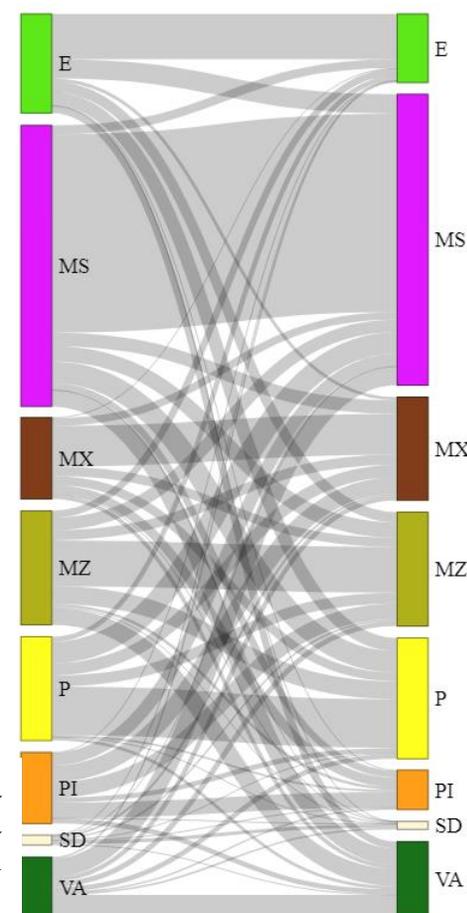


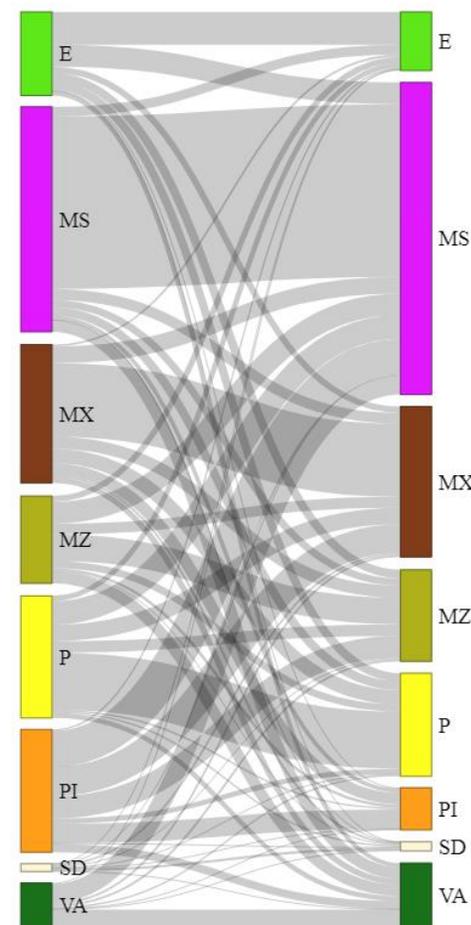
Figura 13. Flujos de cambios de cobertura de suelo 2003-2018 para el área de estudio (AE). El ancho de las bandas es proporcional a la importancia del flujo (las barras a la izquierda indican la proporción de clases respectivas al año 2003 y las de la derecha al 2018).

De igual forma, para el área de la NJR se obtuvieron los porcentajes entre las clases con correspondencia de cambio. En la matriz de cambios (Tabla 14) es posible determinar el porcentaje de las áreas que mantuvieron la misma clasificación a través del tiempo, así como los porcentajes de cambio entre clases que ocurren de forma bidireccional. La sumatoria de las filas indica el porcentaje de la NJR que fue clasificado por clase para el año 2003 y la sumatoria por columnas indica el porcentaje de la NJR clasificado por clase de cobertura para el año 2018 (Los resultados en número de hectáreas se encuentran en el Apéndice 3 de este trabajo). La Figura 14 ilustra los flujos y correspondencias entre cambios de cobertura.

Tabla 14. Porcentaje de cambios de cobertura de suelo 2003-2018 para el área de la NJR. Abreviación de clases: E: Encinar, MS: Matorral subtropical, MX: Matorral xerófilo, MZ: Mezquital, P: Pastizal, PI: Pastizal inducido, SD: Suelo desnudo, VA: Vegetación de arroyos.

		2018								
		E	MS	MX	MZ	P	PI	SD	VA	Total
2003	E	3.95	2.61	0.77	1.03	1.00	0.13	0.05	0.51	10.04
	MS	1.17	20.77	1.28	0.89	1.04	0.50	0.02	1.40	27.07
	MX	0.25	2.00	8.82	1.47	1.71	1.42	0.26	0.72	16.65
	MZ	0.72	2.62	1.29	3.18	0.87	0.35	0.11	1.37	10.50
	P	0.63	2.84	1.98	1.38	6.87	0.21	0.21	0.58	14.70
	PI	0.18	4.36	3.49	2.69	0.62	2.35	0.08	0.98	14.77
	SD	0.01	0.10	0.22	0.12	0.10	0.05	0.31	0.04	0.94
	VA	0.13	2.23	0.24	0.25	0.20	0.07	0.07	2.15	5.34
	Total	7.03	37.54	18.10	11.01	12.40	5.08	1.09	7.75	100

Figura 14. Flujos de cambios de cobertura de suelo 2003-2018 para el área de la NJR. El ancho de las bandas es proporcional a la importancia del flujo (las barras a la izquierda indican la proporción de clases respectivas al año 2003 y las de la derecha al 2018).



En general, el porcentaje de área que se mantuvo con la misma clasificación entre los años 2003 y 2018, fue similar para la totalidad del área de estudio (AE) y para el área respectiva sólo a la reserva (NJR). Las clases que alcanzaron un mayor porcentaje de correspondencia consigo mismas, es decir, áreas que fueron clasificadas con el mismo tipo de cobertura en el 2003 y 2018 fueron el matorral subtropical, con más del 70%, y el matorral xerófilo, con más del 50%. El pastizal natural y el encinar mantuvieron poco menos del 50% de su cobertura al 2003. La vegetación de arroyos y el mezquital mantuvieron entre el 30 y el 40% de su cobertura y el pastizal inducido fue la clase de vegetación que menor cobertura mantuvo, puesto que solamente alrededor del 15 al 20% se logró clasificar como perteneciente a la misma clase al 2018. El suelo desnudo también se conservó en pequeño porcentaje, alrededor del 30% (Tabla 12).

Al hacer una comparación simple entre el porcentaje de cobertura que mantuvieron las clases a través del tiempo para el AE y NJR por separado, es posible notar que los matorrales subtropical y xerófilo, así como la vegetación de arroyos, mantuvieron más área con la misma clasificación de cobertura dentro de la NJR en comparación a cuando se consideró toda el área de estudio (76.74 y 70.57%, 52.96 y 50.26% y 40.18 y 36.35%, respectivamente). Con el resto de las clases sucedió precisamente lo opuesto, presentaron menor porcentaje de área que mantuvo la misma clasificación al considerar solo el área de la NJR en comparación a cuando se consideró toda el área de estudio. Esto último fue más notorio en los casos de encinar, mezquital y pastizal inducido (39.37 y 45.57%, 30.29 y 40.07% y 15.91 y 21.99%, respectivamente).

En cuanto al cambio de cobertura del paisaje de una clase a otra en específico, los resultados indican que hubo correspondencia de área transformada entre todas ellas, en mayor o menor medida. El matorral subtropical fue la clase que menos área original al 2003 transformó a otras clases (menos del 30% para todas las demás clases en conjunto, tanto para el AE como para la NJR). En cambio, todas las demás clases de cobertura siempre tuvieron alrededor del 10% o más de su área clasificada al 2003 transformadas a otras clases en particular. El encinar cambió a matorral subtropical (~20%), mezquital y pastizal natural (~10%). El matorral xerófilo cambió a mezquital, pastizal, pastizal inducido y matorral subtropical (~10%). El mezquital cambió a matorral subtropical (~10% para el AE y ~25% para la NJR), matorral xerófilo (~10%), pastizal y vegetación de arroyos (15%). El pastizal cambió a matorral subtropical

(~20%), matorral xerófilo y mezquital (~10%). El pastizal inducido cambió más hacia matorral subtropical (~20% para AE y ~30% para la NJR), matorral xerófilo y mezquital (~20%). El suelo desnudo cambió a matorral subtropical (~10%, solo para la NJR), matorral xerófilo (~20%), mezquital (~15%) y pastizal natural (~10%). Por último, la vegetación de arroyos cambió a matorral subtropical (~30% para el AE y 40% para la NJR) (Tabla 12). El matorral subtropical fue la clase que menos transformó a otras pero la que más aporte de área tuvo de las demás clases de cobertura y con diferencias más pronunciadas al comparar toda el área de estudio con la NJR. El área respectiva solo a la NJR obtuvo mayores aportaciones que el AE (en porcentaje) a matorral subtropical, específicamente cuando se trató de clases como mezquital, pastizal inducido y suelo desnudo.

Al examinar los cambios ocurridos a nivel general, se observa que el porcentaje de AE clasificado en el 2018, pero clasificado como otra clase en el 2003 también varía dependiendo de la clase de cobertura. El encinar y el matorral subtropical fueron los tipos de vegetación que fueron mayormente clasificados como lo mismo en el 2003 (~65-70% de su cobertura en el 2003 fue similar). Sin embargo, no sucedió lo mismo con las demás clases, donde más de la mitad de lo clasificado al 2018 correspondía a clases de cobertura diferentes en el 2003 (Tabla 13). Algo similar ocurrió con el área de la NJR, donde las clases de encinar, matorral subtropical y pastizal natural fueron clasificadas en el 2018, en su mayoría, como la misma clase en el 2003 (~55% de su cobertura en el 2003 fue similar). Las demás clases clasificadas para el área de la NJR en el 2018 fueron clasificadas como una clase diferente en el 2003, representando estas en su conjunto más del 50% de lo clasificado al 2018 (Tabla 14).

V.2.6 Métricas del paisaje

Los cálculos realizados fueron a nivel de clase, por lo que son aplicados a los conjuntos de fragmentos que representan el mismo tipo de cobertura independientemente de la heterogeneidad que pueda haber al interior de cada clase.

El número de fragmentos por clase que conforman el área de estudio pone en evidencia que el porcentaje de área ocupada por cada clase (Figura 15) no es proporcional al número de fragmentos que tiene en el AE. Ejemplo de esto es el matorral subtropical, dominante en

cobertura del paisaje, pero con menor número de fragmentos que otras clases que ocupan menos área. En general, existe una tendencia a la disminución en la cantidad de fragmentos de suelo desnudo y al aumento de fragmentos de mezquital y vegetación de arroyos (Figura 15).

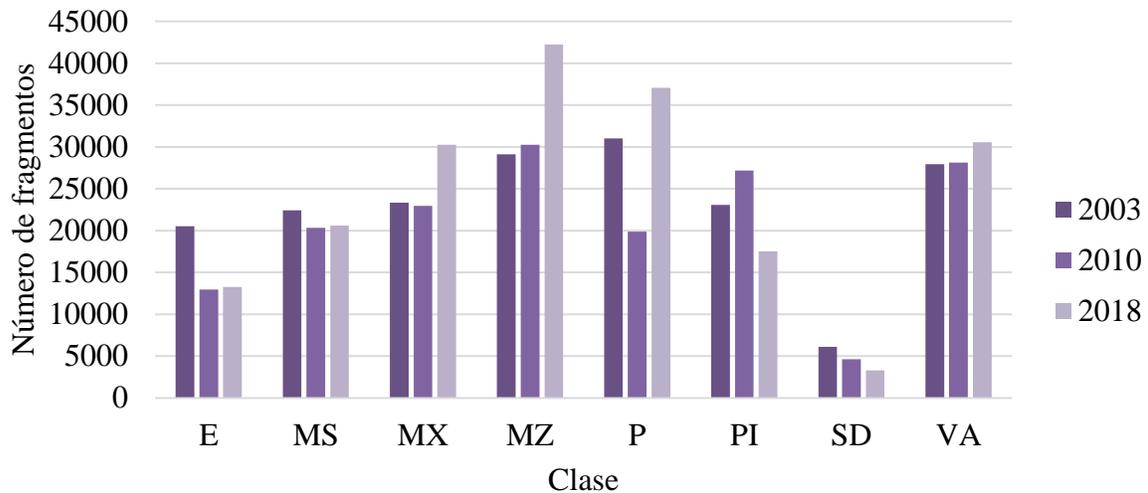


Figura 15. Número de fragmentos por clase y año de clasificación.

En cuanto a la cantidad de perímetro que conforman los límites de cada una de las clases con otras, es decir, el borde entre un tipo de cobertura en específico con otra y donde generalmente existe una mayor biodiversidad debido a la yuxtaposición de comunidades diferentes, mostró que el matorral subtropical tiene más perímetro de ecotono que el resto de las clases. Por el contrario, el suelo desnudo cuenta con la menor cantidad de perímetro. Las tendencias que fue posible detectar a lo largo de los tres años analizados muestran que el perímetro de ecotono del matorral xerófilo y el mezquital tiende a aumentar y el del suelo desnudo a disminuir (Figura 16).

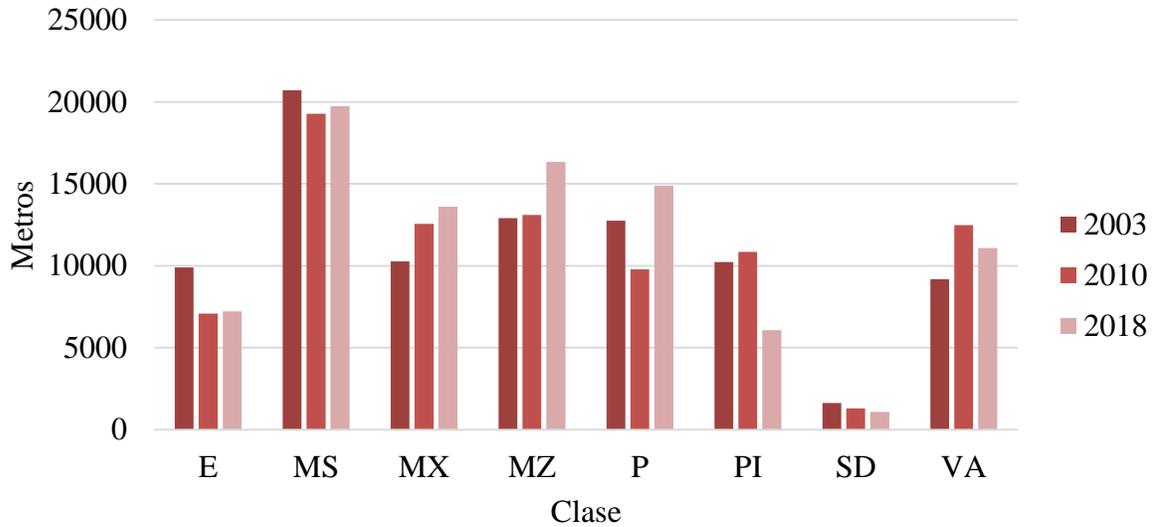


Figura 16. Perímetro del ecotono por clase y año de clasificación.

Por último, el hábitat de interior o área núcleo, es decir, el área que no está en contacto con otras clases (aquella que no es hábitat de borde o ecotono), también resultó ser mayor para el matorral subtropical, y muy por encima del porcentaje de área núcleo de las demás clases, que individualmente no superaron el 5% de cobertura a nivel paisaje. Las tendencias observadas con esta métrica fueron a un menor porcentaje de área núcleo de encinar, mezquital y pastizal inducido (Figura 17).

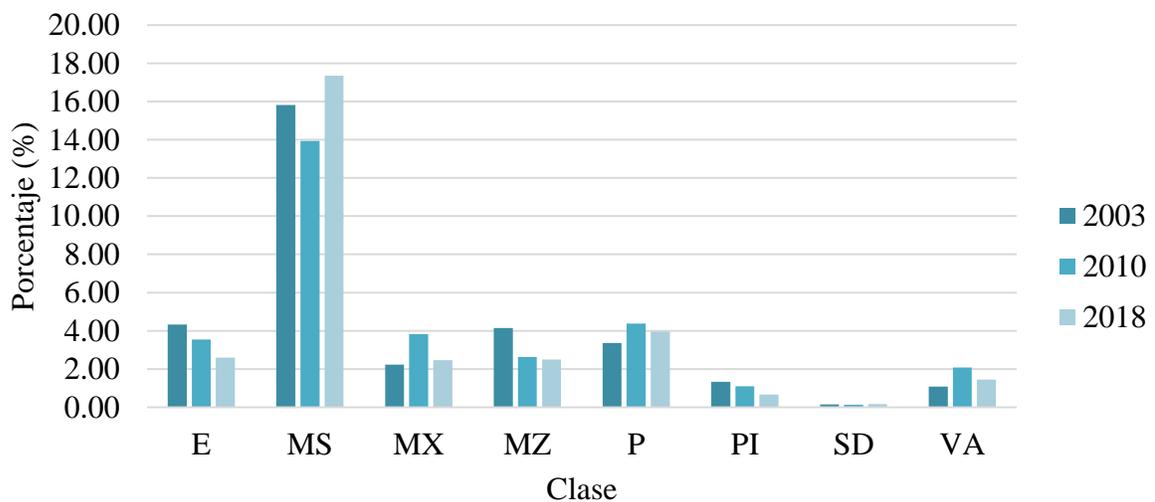


Figura 17. Porcentaje de área núcleo por clase y año de clasificación.

Integrando la información de la cantidad de superficie ocupada por cada clase y las métricas del paisaje obtenidas, es posible detectar una disminución en el área ocupada por el encinar y el pastizal inducido, evidenciada también por su disminución de área núcleo. El suelo desnudo también disminuyó su cobertura a nivel paisaje, pero además mostró menos fragmentación y superficie de ecotono, lo que en conjunto indica no solo menor representatividad en el área, sino también una reducción de la complejidad de forma y representatividad a nivel de fragmentos. El mezquital tiende a la fragmentación al paso del tiempo, obteniendo más superficie de ecotono pero menor área núcleo. El matorral xerófilo aumentó la complejidad de la forma de los fragmentos al observarse mayor perímetro de confluencia con otras clases, y la vegetación de arroyos se fragmentó más. Por último, el matorral subtropical aumenta su cobertura en el paisaje (~30-35% en los tres años analizados) sin incrementar el grado de fragmentación, además, adquiere más superficie de ecotono y área núcleo a través del tiempo.

V.3 Comportamiento fenológico de la vegetación

V.3.1 Comparación dentro y fuera de la NJR

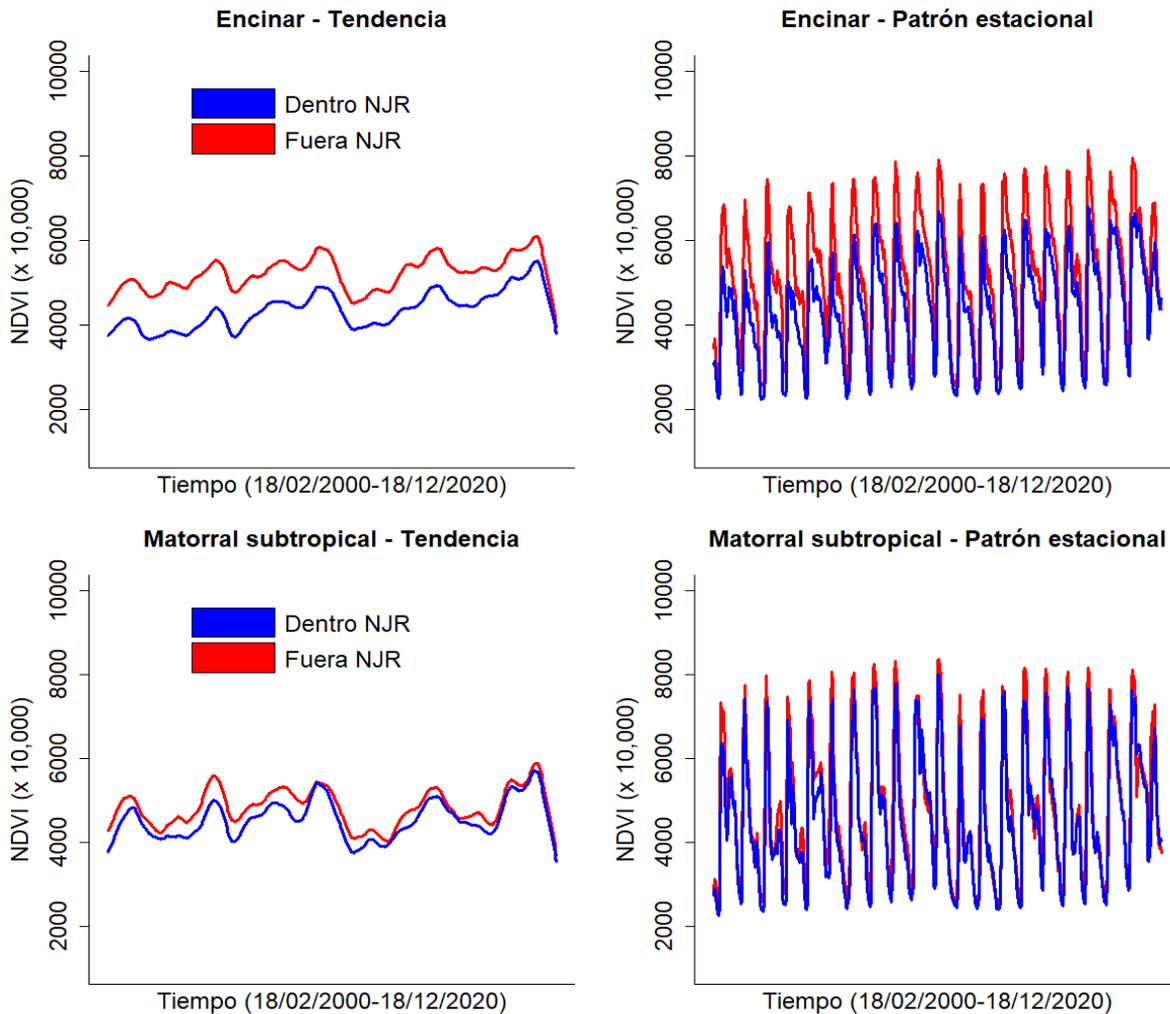
Como una de las aproximaciones para observar las dinámicas de la vegetación tras el establecimiento de la reserva, se describe el comportamiento de las diferentes clases de vegetación, dentro y fuera de la reserva para ambos índices de la vegetación (NDVI y EVI).

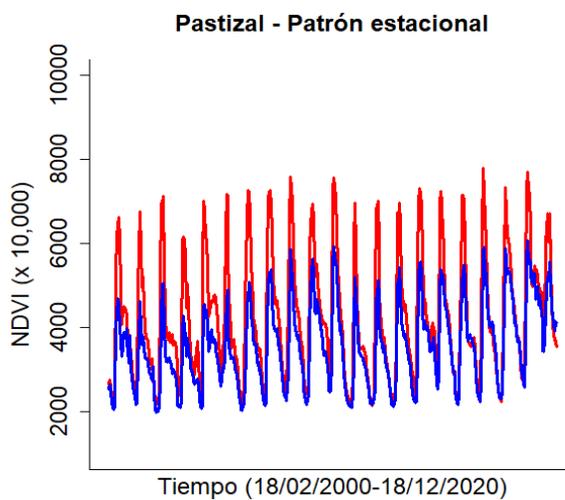
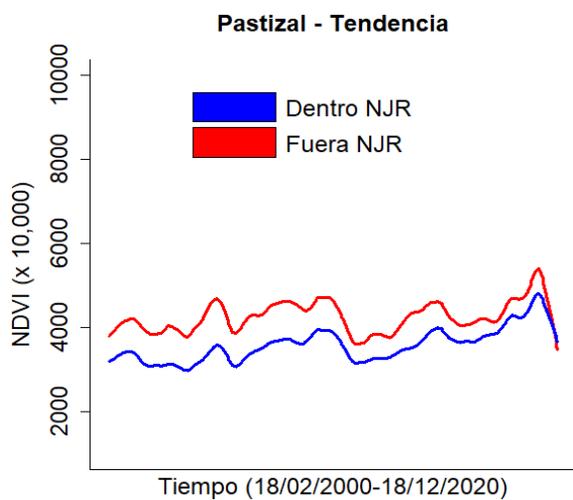
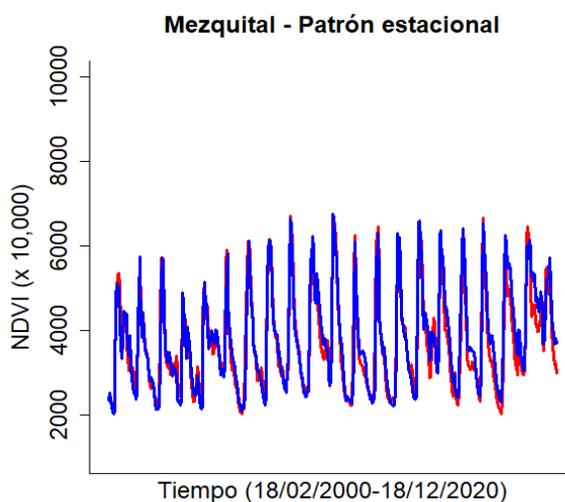
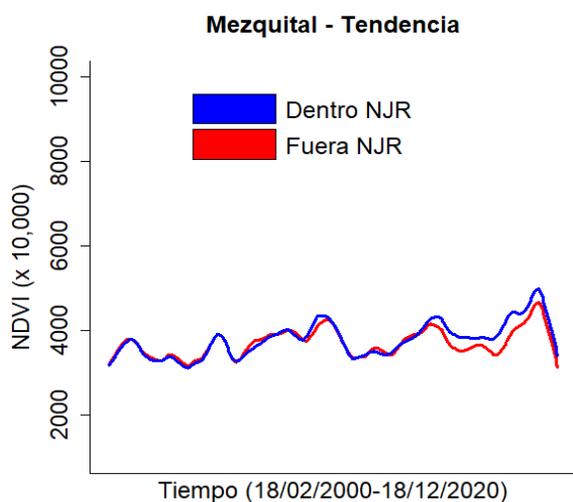
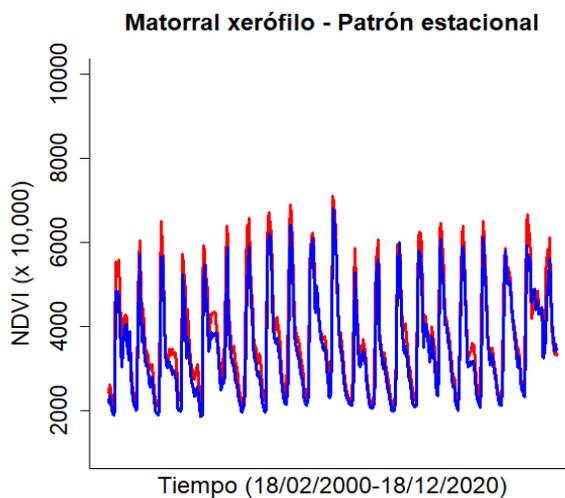
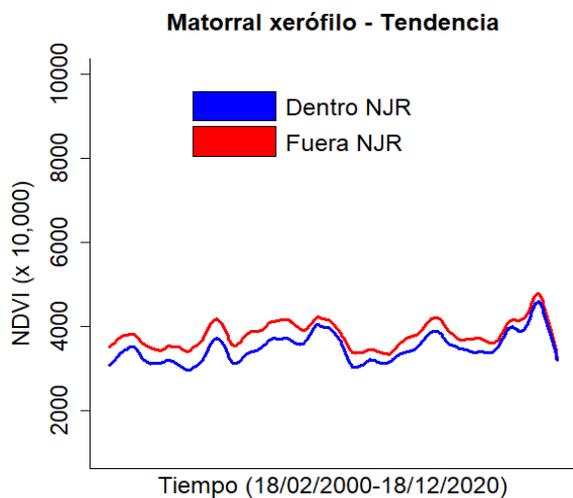
La comparación de la sumatoria de los valores del NDVI en temporada húmeda, mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) en la mayoría de las clases de vegetación, al ser comparadas al interior y exterior de la NJR. Las únicas excepciones a esto fueron el mezquital y el pastizal inducido (Tabla 15).

Tabla 15. Comparaciones estadísticas de la sumatoria de NDVI en temporada húmeda (27 de julio - 15 de octubre) de 2020, dentro y fuera de la NJR, para cada clase de vegetación.

Dentro - Fuera (NJR)	t de Student
Encinar	$t_{(101.9)} = -8.78, p=3.89^{-14}$
Matorral subtropical	$t_{(152.45)} = -4.48, p= 1.40^{-5}$
Matorral xerófilo	$t_{(71.95)} = -2.02, p=0.046$
Mezquital	$t_{(20.62)} = 1.39, p= 0.178$
Pastizal	$t_{(134)} = -9.17, p=7.20^{-16}$
Pastizal inducido	$t_{(52.27)} = 0.80, p=0.422$
Vegetación de arroyos	$t_{(65.72)} = -6.67, p=6.20^{-9}$

A continuación, se muestra la tendencia y patrón estacional de los valores promedio de NDVI, para toda la cronosecuencia y para cada clase de vegetación (Figura 18).





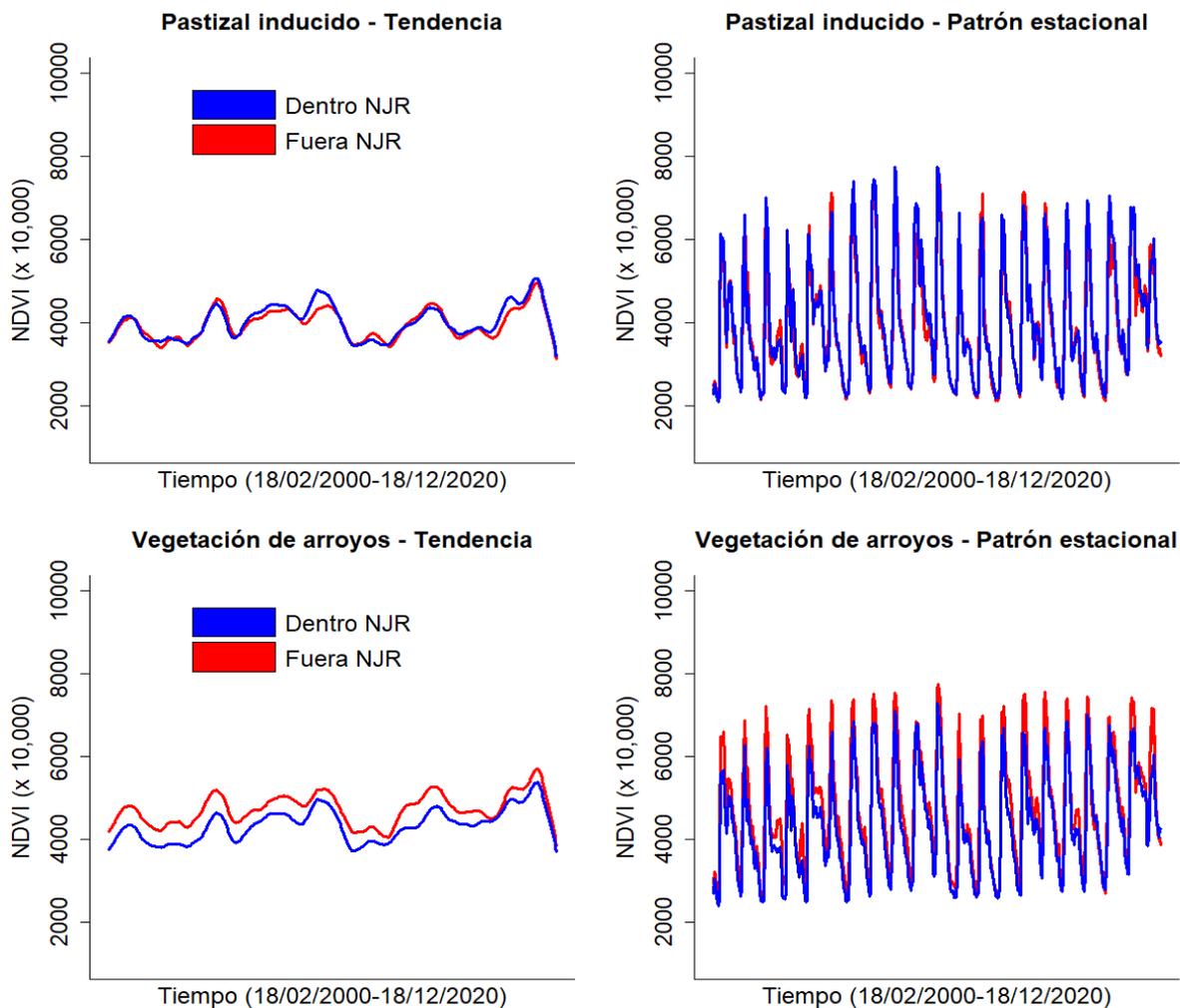


Figura 18. Tendencia y patrón estacional de los valores promedio de NDVI, para cada una de las clases de vegetación, dentro y fuera de la NJR, a lo largo de la cronosecuencia (2000-2020).

Como es posible observar en la Figura 18, las clases de vegetación que no mostraron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$) al compararlas al interior y exterior de la reserva (Tabla 15), son aquellas que presentan líneas superpuestas. Si bien el estadístico utilizado solo utiliza una pequeña muestra de la cronosecuencia completa que se representa en los gráficos de líneas (5 de 480 compuestos de NDVI), esta correspondencia tiende a mantenerse a lo largo del tiempo total que abarca este estudio. Tanto el mezquital como el pastizal inducido parecen comportarse de forma muy similar dentro y fuera de la reserva y a lo largo de toda la cronosecuencia, tanto en el patrón estacional como en la tendencia general. El resto de las clases

muestran una tendencia y patrón estacional similares al ser comparadas dentro y fuera de la reserva, pero con magnitudes diferentes, siendo los homólogos fuera de la NJR los que presentaron mayor magnitud. Esto mismo se puede observar en la Figura 19, donde se grafican los valores de NDVI de la temporada húmeda del año 2020. Estos valores fueron extraídos únicamente de las regiones que mantuvieron la misma clasificación de cobertura 2003-2018, para cada clase, al interior y exterior de la NJR.

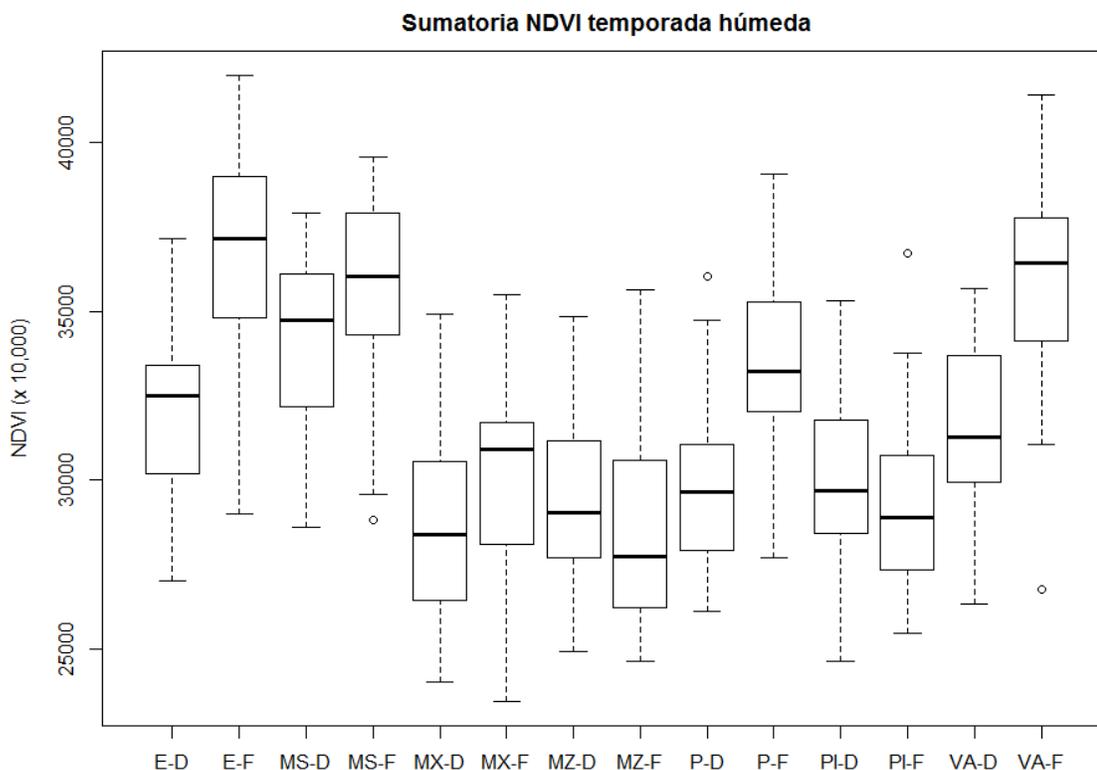


Figura 19. Gráfico de caja y bigotes de la sumatoria de NDVI de los pixeles correspondientes a regiones que mantuvieron la misma clasificación (2003-2018), para la temporada húmeda del año 2020, dentro y fuera de la NJR.

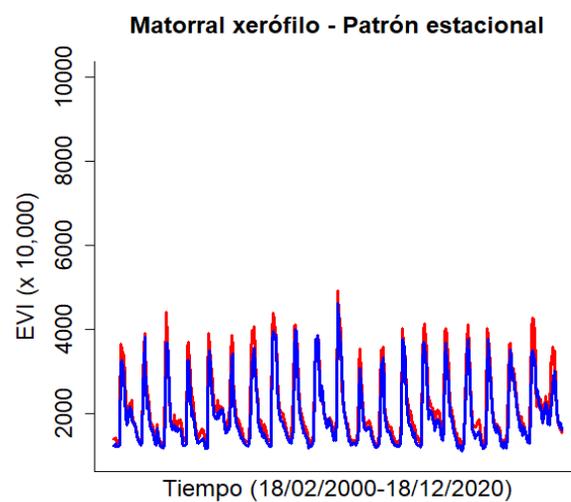
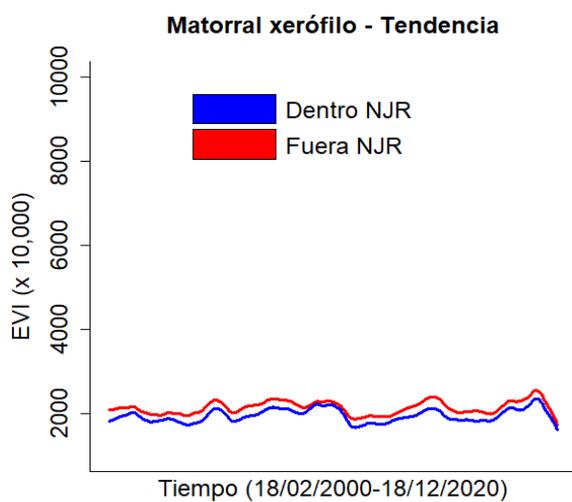
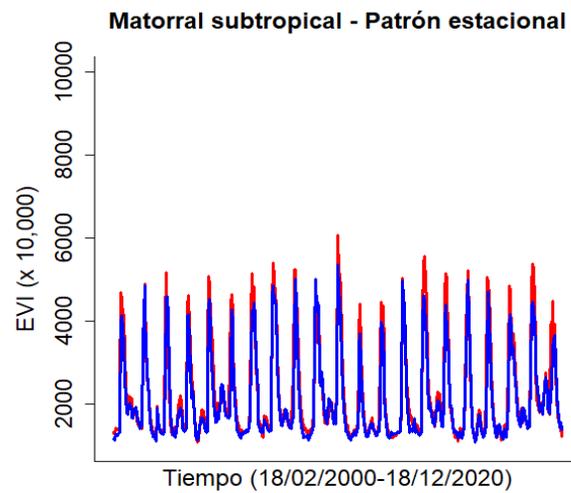
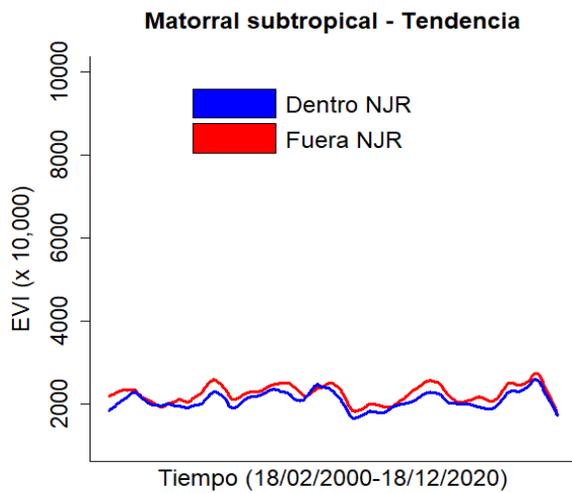
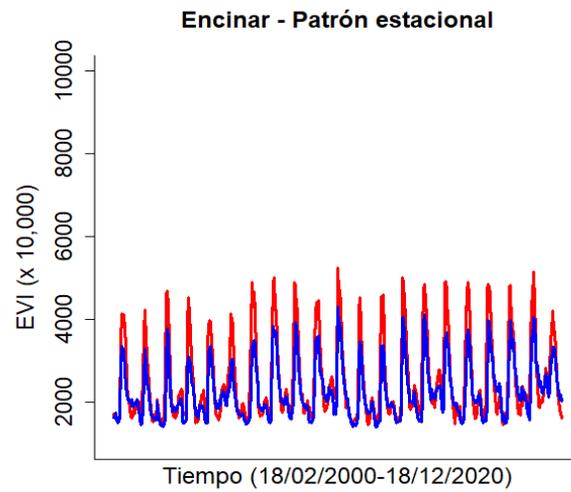
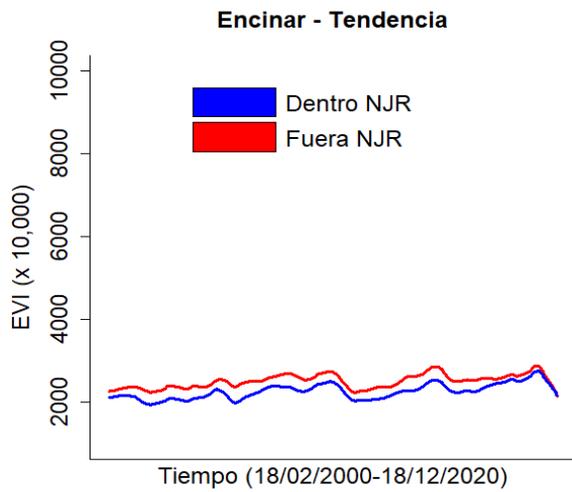
La distribución (medianas) y dispersión (rango y rango intercuartílico) de los valores de NDVI para cada una de las clases analizadas y su comparación intraclasses (dentro y fuera de la reserva) es variable dentro y entre las clases analizadas. Esto puede indicar, por un lado, posibles diferencias debido a los tipos de manejo existentes dentro y fuera de la reserva (dentro de cada clase), y también a la diversidad de respuestas entre los diferentes tipos de vegetación (entre clases), lo cual es esperable.

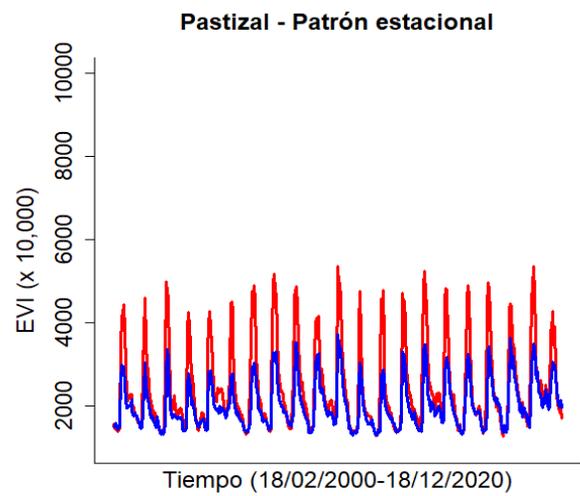
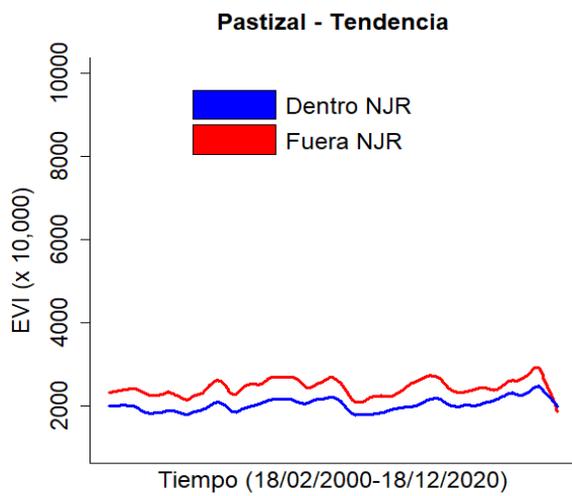
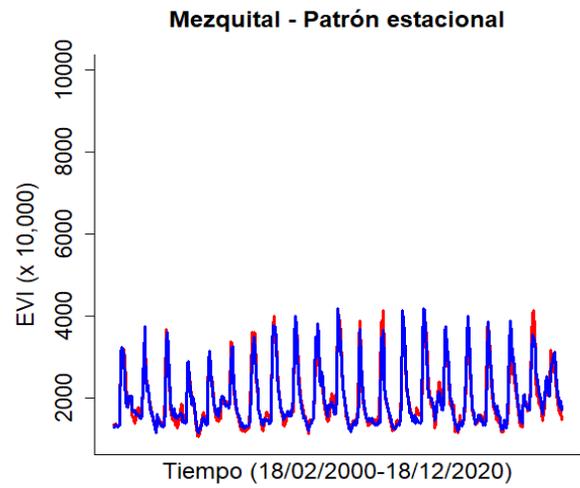
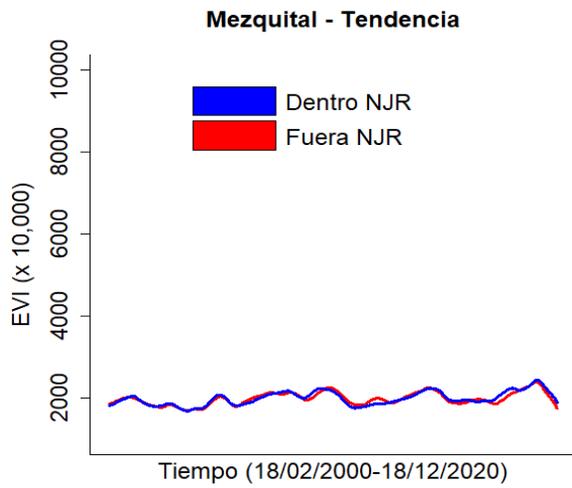
Por otro lado, la comparación del EVI al interior y exterior de la reserva también mostró diferencias significativas ($p < 0.05$). Aquí, la sumatoria de valores del índice correspondientes a las regiones que mantuvieron la misma clasificación, mostró diferencias en todas las clases menos en el matorral subtropical y mezquital, como se muestra en la Tabla 16.

Tabla 16. Comparaciones estadísticas de la sumatoria de EVI en temporada húmeda (27 de julio - 15 de octubre) de 2020, dentro y fuera de la NJR, para cada clase de vegetación.

Dentro - Fuera (NJR)	t de Student
Encinar	t_(103.9) = -5.98, p=3.18⁻⁸
Matorral subtropical	t _(136.6) = -1.88, p= 0.062
Matorral xerófilo	t_(83.34) = -3.52, p=0.0007
Mezquital	t _(16.80) = 1.529, p= 0.144
Pastizal	t_(127.6) = -8.805, p=7.93⁻¹⁵
Pastizal inducido	t_(53.05) = 2.467, p=0.016
Vegetación de arroyos	t_(65.57) = -5.23 p=1.86⁻⁶

Como puede observarse en la Tabla 16, a un nivel de significancia del 5%, no hay evidencia de diferencias en el caso de matorral subtropical, para los valores promedio de EVI, dentro y fuera de la reserva. Al igual que para el NDVI, el EVI también muestra concordancia entre la muestra de temporada húmeda para la prueba estadística y los gráficos de líneas, que representan la totalidad de la cronosecuencia (Figura 20). Al ser un índice especialmente diseñado para resolver problemas de saturación por actividad fotosintética, pero que tiene una interpretación similar que el NDVI, es esperable que los resultados obtenidos sean también similares. Los gráficos de líneas muestran como también para este índice, el traslape entre las líneas que representan las clases que no mostraron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$) es aparentemente mayor. Sin embargo, aunque para el matorral subtropical no se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$), el patrón estacional y tendencia de EVI promedio dentro y fuera de la reserva no fue tan similar en el gráfico de líneas (Figura 20). Si bien estos resultados no son directamente comparables, es probable que, para el momento de la muestra del estadístico (27 de julio - 15 de octubre de 2020), el comportamiento de la comunidad vegetal que se encuentra en el matorral subtropical se haya comportado de forma más similar, en comparación con otros momentos de la cronosecuencia.





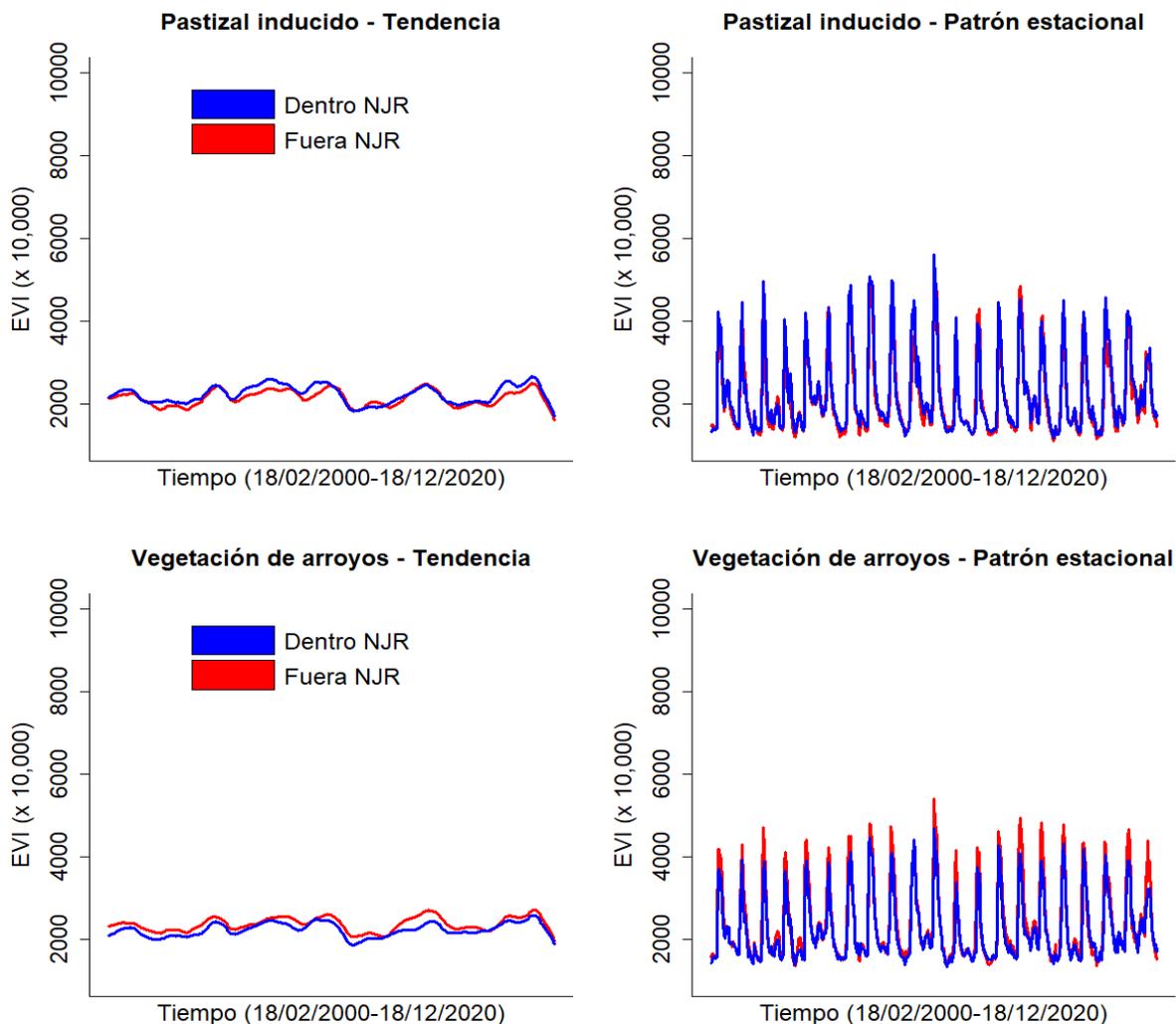


Figura 20. Tendencia y patrón estacional de los valores promedio de EVI, para cada una de las clases de vegetación, dentro y fuera de la NJR, a lo largo de la cronosecuencia (2000-2020).

Las comparaciones con EVI también mostraron una mayor magnitud fuera de la NJR, exceptuando el mezquital (que no mostró diferencias estadísticamente significativas, $p > 0.05$) y pastizal inducido.

Los diagramas de caja que se muestran a continuación (Figura 21) permiten analizar visualmente los resultados de la prueba estadística t de Student, que se presentaron previamente. Específicamente, se puede observar la distribución (medianas) y dispersión (rango y rango intercuartílico) de los valores de la sumatoria de EVI de los pixeles correspondientes a regiones

que mantuvieron la misma clasificación (2003-2018), para la temporada húmeda del año 2020, dentro y fuera de la NJR.

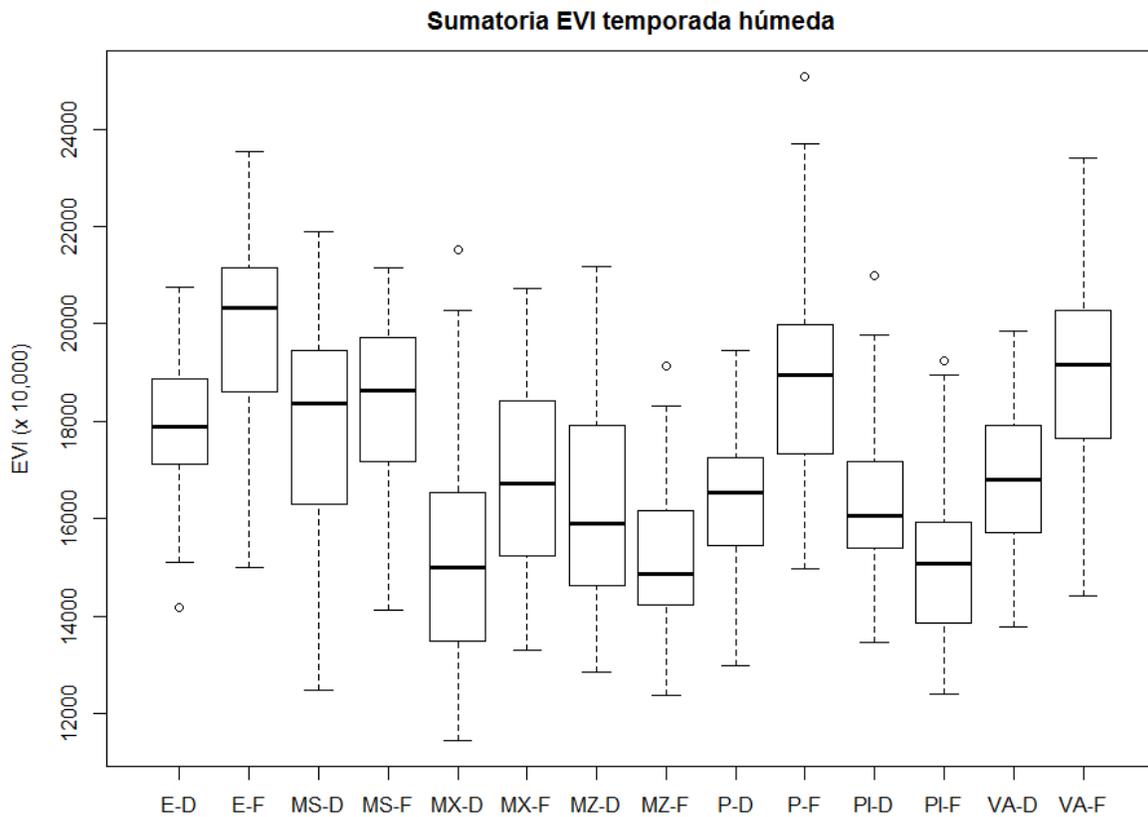


Figura 21. Gráfico de caja y bigotes de la sumatoria de EVI de los pixeles correspondientes a regiones que mantuvieron la misma clasificación (2003-2018), para la temporada húmeda del año 2020, dentro y fuera de la NJR.

V.3.2 Comparación entre clases de vegetación

Inicio de la temporada

Al analizar los parámetros fenológicos seleccionados, se observó que el inicio de la temporada de crecimiento es similar en todas las clases de vegetación ($X_{13,259}=21.36$, $p= 0.066$). La Figura 22 muestra la distribución empírica de los datos correspondientes al inicio de temporada, para cada una de las clases, dentro y fuera de la reserva. Aquí es preciso enfatizar que, para este parámetro fenológico, si bien no se detectaron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$), es posible reconocer un patrón en el que el inicio de la temporada de crecimiento. Este

último resulta ser más tardío dentro de la zona de influencia directa de la reserva. Esto sucede para todas las clases de vegetación (Figura 22), lo que indica un efecto del tipo de manejo no detectable por este tipo de análisis, pero suficientemente evidente para notar un patrón claro.

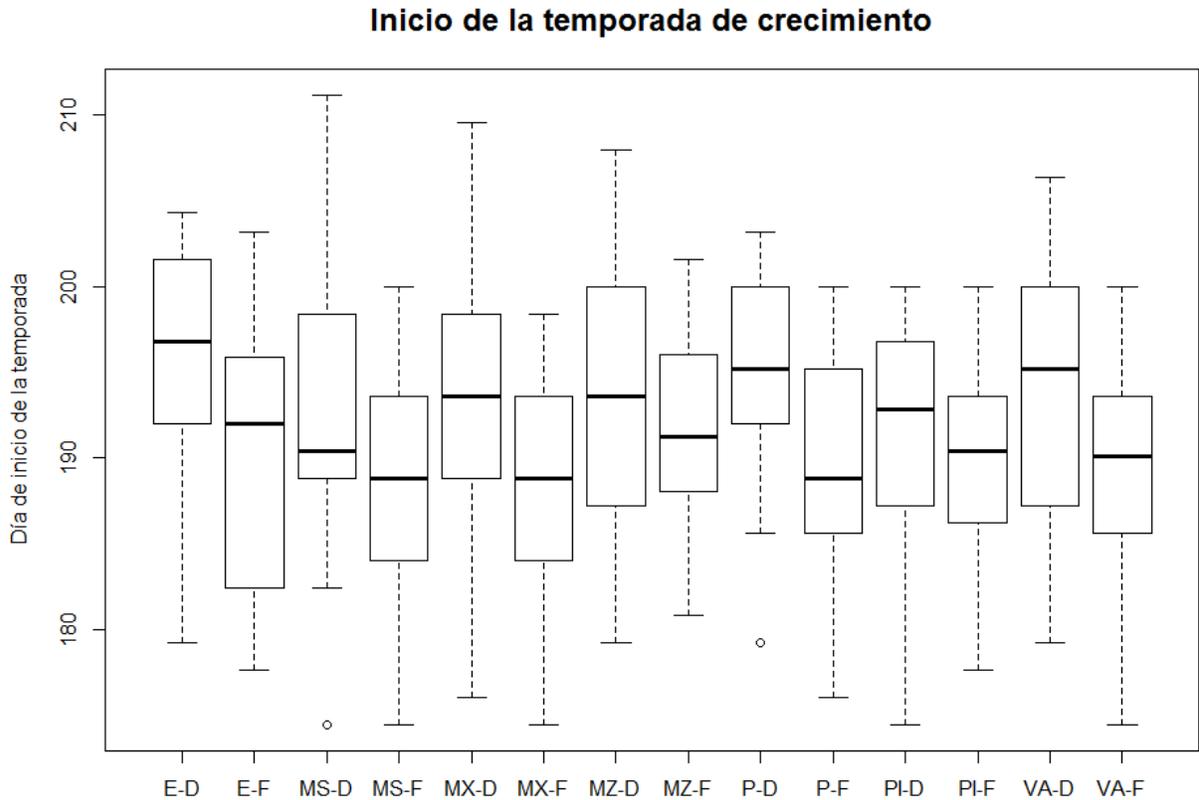


Figura 22. Gráfico de caja y bigotes que muestra los valores del inicio de la temporada de crecimiento.

Duración de la temporada

Para el parámetro de duración de la temporada de crecimiento, se encontraron diferencias significativas entre los grupos analizados ($X_{13,259}=62.27$, $p= 2.05^{-8}$). La Figura 23 describe de manera visual la distribución y dispersión de esta variable, permitiendo una comparación entre clases y dentro de cada clase. Aquí es posible notar que la dispersión de los valores es más notoria entre clases de vegetación que al interior de cada una de las clases. A diferencia del parámetro fenológico de inicio de la temporada, la duración de la temporada de crecimiento no

muestra un patrón claro al comparar áreas de la misma clase de vegetación respecto a la ubicación dentro o fuera de la NJR.

La prueba posterior para identificar los grupos estadísticamente diferentes entre sí ($p < 0.05$) se sintetiza en la Tabla 17. Ahí es posible notar que solo hubo diferencias en el pastizal natural al ser comparada al interior de la misma clase de vegetación, dentro y fuera de la NJR.

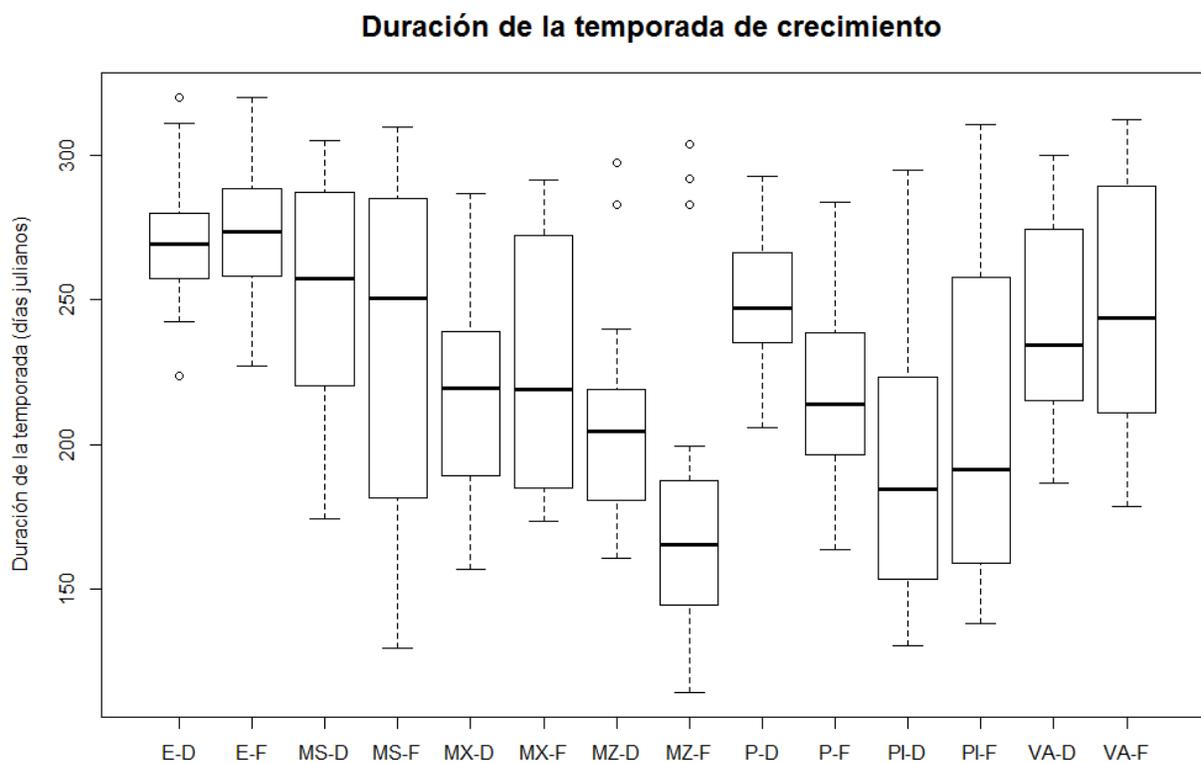


Figura 23. Gráfico de caja y bigotes que muestra los valores de duración de la temporada de crecimiento.

La duración de la temporada de crecimiento fue diferente con mayor frecuencia entre algunas clases particulares. El encinar y el matorral xerófilo son un ejemplo de ello, puesto que resultaron estadísticamente diferentes en todas las combinaciones posibles que hay entre sí. Así mismo, encinar y pastizal inducido, mezquital y vegetación de arroyos, fueron otras comparaciones que resultaron diferentes (Tabla 17).

Tabla 17. Clases de vegetación que resultaron estadísticamente diferentes entre sí respecto a su ubicación geográfica para el parámetro fenológico de duración de la temporada de crecimiento. Abreviación de clases es E: Encinar, MS: Matorral subtropical, MX: Matorral xerófilo, MZ: Mezquital, P: Pastizal, PI: Pastizal inducido, VA: Vegetación de arroyos. Para indicar la ubicación se usa una D (dentro NJR) y una F (Fuera NJR). En verde se destacan posiciones diferentes pero pertenecientes a la misma clase de vegetación. Las X denotan intersecciones de grupos entre los cuales hubo diferencia.

	E-D	E-F	MS-D	MS-F	MX-D	MX-F	MZ-D	MZ-F	P-D	P-F	PI-D	PI-F	VA-D
E-F													
MS-D													
MS-F	X	X											
MX-D	X	X											
MX-F	X	X											
MZ-D	X	X	X										
MZ-F	X	X	X	X		X							
P-D					X		X	X					
P-F	X	X							X				
PI-D	X	X	X	X					X				
PI-F	X	X	X						X				
VA-D		X						X			X		
VA-F							X	X		X	X	X	

Integral menor de la temporada

Por último, la integral menor también presentó diferencias entre clases de vegetación ($X_{13,259}=132.95$, $p = 2.2^{-16}$). La Figura 24 ejemplifica lo anterior. Aquí se observa que las clases matorral subtropical y encinar, son las que presentan mayor área de la integral menor (integral de la diferencia entre la función que describe la temporada y el nivel base desde el inicio hasta el final de la temporada).

La prueba para identificar diferencias entre grupos ($p < 0.05$) se sintetiza en la Tabla 18. Para este parámetro fenológico se encontraron diferencias dentro de las mismas clases de vegetación para los casos de encinar y pastizal natural (dentro-fuera NJR). Para el resto de las comparaciones se observaron diferencias marcadas entre clases de vegetación y posiciones en el área de estudio.

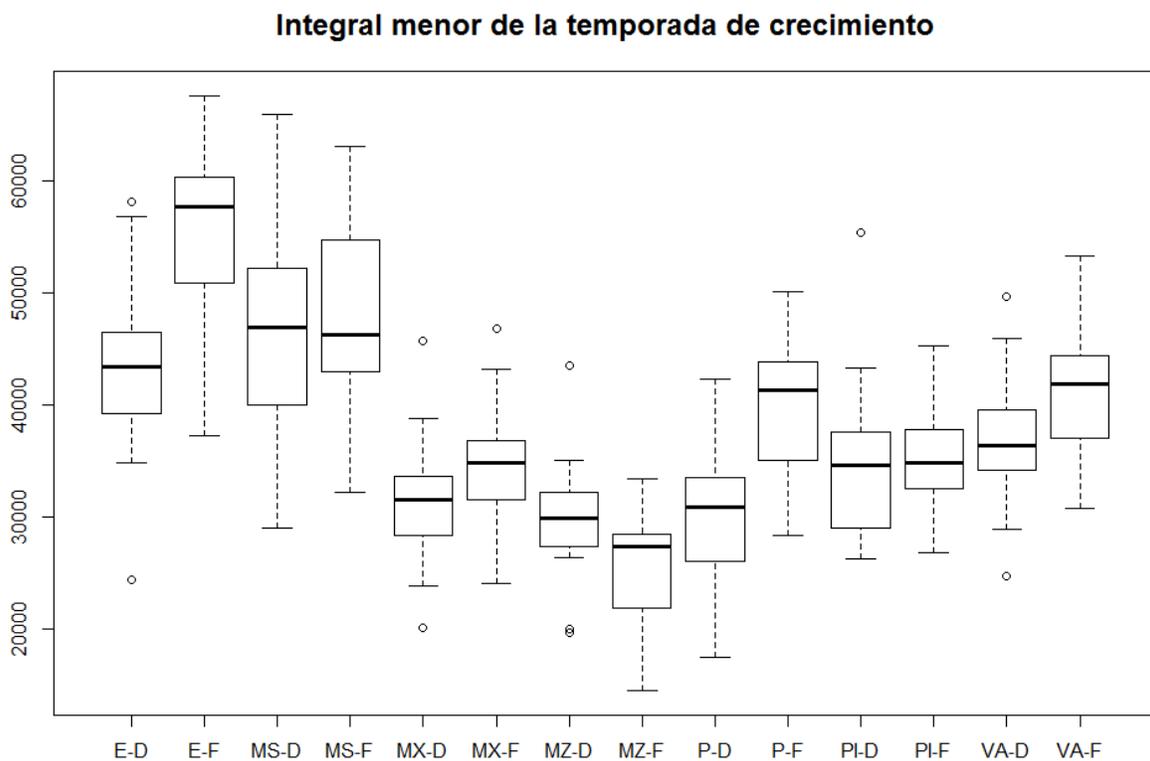


Figura 24. Gráfico de caja y bigotes que muestra los valores de la integral menor de las temporadas de crecimiento.

La integral menor bajo la curva que describe las temporadas de crecimiento mostró ser diferente al comparar las clases de vegetación y sus posiciones en el área de estudio. Las clases que mostraron mayores diferencias con otras clases fueron el encinar y el matorral subtropical (Tabla 18).

Tabla 18. Clases de vegetación que resultaron estadísticamente diferentes entre sí respecto a su ubicación geográfica para el parámetro fenológico de integral menor de la temporada de crecimiento. Abreviación de clases es E: Encinar, MS: Matorral subtropical, MX: Matorral xerófilo, MZ: Mezquital, P: Pastizal, PI: Pastizal inducido, VA: Vegetación de arroyos. Para indicar la ubicación se usa una D (dentro NJR) y una F (Fuera NJR). En verde se destacan posiciones diferentes pero pertenecientes a la misma clase de vegetación. Las X denotan intersecciones de grupos entre los cuales hubo diferencia.

	E-D	E-F	MS-D	MS-F	MX-D	MX-F	MZ-D	MZ-F	P-D	P-F	PI-D	PI-F	VA-D
E-F	X												
MS-D													
MS-F													
MX-D	X	X	X	X									
MX-F	X	X	X	X									
MZ-D	X	X	X	X		X							
MZ-F	X	X	X	X									
P-D	X	X	X	X									
P-F		X			X		X	X	X				
PI-D	X	X	X	X				X					
PI-F	X	X	X	X				X					
VA-D	X	X	X	X			X	X	X				
VA-F		X			X	X	X	X	X		X	X	

V.3.3 Comparación entre clases de vegetación y ubicación dentro o fuera de la NJR

A continuación, se muestran los resultados para cada uno de los Análisis de Varianza donde se consideraron bloques (ubicación: dentro o fuera de la reserva) y clase de vegetación (Tabla 19). Aquí se muestra en qué medida la variabilidad total (suma de cuadrados total) explica cada uno de estos componentes, para las variables de respuesta de inicio, duración e integral menor de la temporada de crecimiento. Respecto al inicio y duración de la temporada puede observarse una suma de cuadrados de residuales muy grande en comparación a la suma de cuadrados de bloques y suma de cuadrados de clase de vegetación. Lo anterior indica que una gran parte de la variabilidad no se explica por la ubicación en el área de estudio o las diferencias propias de las clases de vegetación, sugiriendo la influencia de variables adicionales. Sin embargo, en el caso del inicio de la temporada, se detectan diferencias significativas entre bloques (dentro y fuera de la reserva), más no entre clases. Por el contrario, en el caso de duración de la temporada, no hay diferencia significativa entre bloques ($p > 0.05$), pero si se detectan entre clases ($p < 0.05$). Por último, la variable de respuesta de productividad de la temporada de crecimiento, estimada mediante la integral menor de la curva, muestra diferencias significativas tanto para la ubicación en el área de estudio como para la clase de vegetación ($p < 0.05$) (Tabla 19).

Tabla 19. Resultados del diseño experimental por bloques (Los bloques representan la ubicación dentro o fuera de la reserva).

Parámetro fenológico	Fuente de variación	gl	Suma de cuadrados	Media cuadrática	F	p
Inicio	Bloque	1	2417.1	2417.13	33.62	2.01⁻⁸
	Clase de vegetación	6	383.2	63.86	0.888	0.504
	residuales	250	17971.8	71.89		
Duración	Bloque	1	1477	1477.2	0.803	0.371
	Clase de vegetación	6	143895	23982.4	13.04	7.817⁻¹³
	residuales	251	461687	1839.4		
Integral menor	Bloque	1	8.84e+08	8.84e+08	17.28	4.434⁻⁵
	Clase de vegetación	6	1.31e+10	2.18e+09	42.65	2.2⁻¹⁶
	residuales	251	1.28e+10	51161903		

VI. DISCUSIÓN

VI.1 Caracterización de la estructura de la vegetación

De las 8 clases de cobertura presentes en el área de estudio, 7 corresponden a diferentes tipos de vegetación. De estas últimas, los muestreos en campo realizados en 6 de estas revelaron que en general, al menos dos especies parecen tener un comportamiento generalista, es decir, que son capaces de establecerse en una mayor variedad de ecosistemas o clases dentro de la matriz paisajística. Estas especies son el huizache (*Vachellia campechiana*), presente en 5 de los 6 tipos de vegetación muestreados, y el mezquite (*Prosopis velutina*), en 4 de los 6 tipos de vegetación. Por el contrario, hubo algunas especies que solo se observaron en comunidades o clases de vegetación particulares, en menor o mayor abundancia. Este fenómeno, al igual que el observado por Miller y colaboradores (2015), puede ser un indicador de la presencia de especies con comportamientos generalistas (aquellas que pueden adaptarse con mayor facilidad a una gama más amplia de condiciones ambientales y micro ambientales) y especialistas (aquellas cuyos requerimientos ambientales y micro ambientales son más restringidos y por lo tanto no suelen establecerse con éxito en múltiples comunidades). La detección de estos dos grupos de especies destaca la importancia de comprender la influencia de las variables ambientales sobre la estructura de las comunidades vegetales. Ante cambios en variables ambientales (clima, disponibilidad de recursos, efecto de interacciones bióticas, disturbios naturales y antrópicos, etc.), las diferencias en la capacidad de adaptación de especies individuales a nivel comunidad, pueden provocar divergencias en la forma en que responden cada una de las clases de vegetación al paso del tiempo, de manera que estos cambios sean perceptibles también a nivel paisaje. Durante el análisis de datos para esta sección también fue posible notar que las clases con mayor riqueza de especies (matorral subtropical, matorral xerófilo y vegetación de arroyos) tendieron a mostrar mayor equitatividad y cantidad de especies con posible comportamiento especialista. Por el contrario, las comunidades con menor riqueza de especies (mezquital, encinar y pastizal inducido) tendieron hacia una mayor dominancia de una o pocas especies y menor cantidad de especies con posible comportamiento especialista.

VI.2 Clasificaciones de cobertura de suelo

La cantidad de cobertura representada por cada clase de vegetación mostró patrones y tendencias que arrojan información relevante en la gestión de un área para la conservación. Los patrones de adyacencia claros entre clases de vegetación (encinar con pastizal natural y mezquital con vegetación de arroyos) o falta de ellos (matorral xerófilo, matorral subtropical, pastizal inducido y suelo desnudo), en contraste con los cambios de cobertura detectados con las clasificaciones, podrían indicar diferentes procesos de interacción en espacios físicos de transición entre las diferentes comunidades vegetales, llamados ecotonos. Aunque con la resolución temporal entre las clasificaciones de cobertura aquí presentada no es posible detectar transiciones graduales de cobertura, estas ocurren en el paisaje. De igual forma, la manera en que ocurren estos cambios también es variable, existiendo patrones de adyacencia estacionarios (sin cambio aparente en el tiempo), cambiantes (donde las clases se alternan en ganancia y pérdida de cobertura, pero mantienen su ubicación relativa en el tiempo) o direccionales (donde una clase gana área sobre la otra progresivamente en el tiempo), según Peters y colaboradores (2006). En el caso de este estudio, al detectarse cambios entre todas las clases, el tipo de dinamismo parece predominar en sus tipologías cambiante, en las clases que no muestran una clara tendencia de aumento o disminución, y direccional en las que si lo hacen. Este fenómeno produce cambios intensos y complejos entre todas las clases de cobertura involucradas en el paisaje, mismos que se reflejan en los altos porcentajes de cambio de coberturas.

Según Smith y Goetz (2021), las variables abióticas como temperatura, humedad y radiación solar inciden sobre la ubicación espacio temporal de los ecosistemas a la vez que las retroalimentaciones bióticas refuerzan estos patrones de cambio, en cualquiera de sus tipologías. De acuerdo con esto, los patrones claros de adyacencia encontrados entre clases de vegetación podrían estar respondiendo a controladores abióticos que obstaculizan o facilitan el establecimiento de otras clases de cobertura. Por ejemplo, el patrón adyacente de encinar del lado norte de laderas montañosas y pastizal del lado sur puede responder a condiciones diferenciales de exposición a la radiación solar, produciendo un patrón de adyacencia de tipo cambiante, donde existe un equilibrio inestable y periódicamente los límites se mueven lateralmente hacia una u otra clase de cobertura. Por otro lado, cambios sostenidos en variables ambientales como precipitación y temperatura pueden modificar los gradientes abióticos e

impulsar cambios direccionales en los límites de ecotono. Para este caso, el patrón de adyacencia entre mezquital y vegetación de arroyos encontrado en el área de estudio puede estar representando este tipo de dinamismo, puesto que se detectó un aumento de la vegetación de arroyos y una disminución de mezquital al paso del tiempo, posiblemente en respuesta a cambios climáticos en la región que favorezcan la cobertura de vegetación riparia sobre las zonas de mezquital.

Respecto a las tendencias de disminución y aumento de cobertura encontradas, una comunidad vegetal a la que se le prestó especial interés por las implicaciones ambientales que conlleva su presencia, es la de pastizal inducido, específicamente zacate Buffel (*Cenchrus ciliaris*). Esta especie ha sido asociada a la pérdida de especies nativas y la degradación de las condiciones del hábitat para otras especies (Choza-Farías, 2021; Jackson, 2005). Al estar la reserva en una porción de territorio con un legado de uso de tipo ganadero, y ser esta especie muy utilizada para esta actividad económica, se observa la presencia de praderas de Buffel en algunos sitios. Sin embargo, fue posible notar una clara tendencia a su disminución, tanto para el área total de estudio como para la NJR. Además, fue la clase menos estable en cuanto a cobertura de suelo a través del tiempo. Lo anterior concuerda con las acciones que se han tomado para el manejo de la reserva, pues la conservación de comunidades endémicas, y la supresión de las prácticas ganaderas, no favorecen el establecimiento de nuevas praderas de Buffel o la preservación de las ya existentes. Este hecho es positivo para el manejo de conservación que la reserva lleva a cabo desde el año 2003, y podría ser efecto del tipo de manejo implementado, donde el componente de gestión y acciones que se llevan a cabo para alcanzar las metas planteadas tienen un impacto en lo observado, al paso del tiempo. Por otro lado, un argumento que apoya este hecho es, que se ha evidenciado que el aumento de actividades productivas como agricultura, minería y ganadería provoca la pérdida de vegetación nativa y el aumento de sitios desprovistos de vegetación o con especies exóticas (Ramachandra et al., 2018), Por lo tanto, el área de estudio podría estar reflejando la disminución de la clase de pastizal inducido por la ausencia prolongada de la actividad ganadera.

Tanto para la totalidad del área de estudio como para el área respectiva a la reserva, la clase de vegetación dominante fue el matorral subtropical, además, en la NJR existe una tendencia de aumento para esta clase, puesto que el resto de las clases de vegetación tendieron

a transformarse más a matorral subtropical, especialmente cuando se trató de clases como mezquital, pastizal, pastizal inducido y suelo desnudo. Además, esta clase fue la más estable en cuanto a transición/cambio de cobertura entre los años analizados (2003-2018), no incrementó el grado de fragmentación, y adquirió más superficie de ecotono y área núcleo a través del tiempo. Al ser una clase con alta riqueza de especies y mayor número de especies que solo fue posible identificar en esa clase (especies con comportamiento especialista), parece ser un cambio positivo dentro del contexto de este proyecto. El hábitat de interior o área núcleo se considera fundamental para la presencia y el mantenimiento de fauna y flora especialista, mientras que el hábitat de borde o ecotono facilita la presencia de especies generalistas (Vila-Subirós et al., 2006). Sin embargo, el aumento de matorral subtropical puede implicar la influencia de otras variables ajenas al tipo de manejo y acciones para la conservación dentro del área de estudio. En un estudio más extenso en tiempo y correspondiente a un periodo anterior (1973 a 1992), Valdez-Zamudio y colaboradores (2000) detectaron que, para la región central de Sonora, la clase de cobertura comparable a lo que en este proyecto se le denominó matorral subtropical, también mostró un aumento de cobertura en el paisaje al paso del tiempo. A este hecho se le atribuyeron causas sin relación directa con las prácticas y uso antrópico de suelo, pues se detectó la posibilidad de que los patrones variables de precipitación entre años puedan influenciar la respuesta en la vegetación, generando respuestas espectrales que sobreestimen la cobertura de ciertas clases, en el caso de este estudio la de matorral subtropical.

Las tendencias de aumento o disminución de ciertas clases pueden incluso reflejar un componente más antiguo que el periodo que abarca este trabajo derivado de los cambios climáticos que acontecen en lapsos de tiempo más amplios, anteriores al inicio de gestión con objetivos de conservación en el área de estudio. Ejemplo de esto podría ser la conversión de pastizal a matorral subtropical encontrada en este trabajo, que también fue reportada como posible consecuencia de un aumento en la sequía o precipitaciones de invierno (Moreno-de las Heras et al. 2016). Trabajos que refuerzan esta hipótesis son los de Navarro-Estupiñán y colaboradores (2018) quienes reportaron un aumento en el número de días de calor y olas de calor en los registros históricos de las estaciones meteorológicas del estado de Sonora. Así mismo, Hernández-Vásquez y colaboradores (2022), detectaron que la intensidad de las sequías

ha aumentado hacia el final del lapso analizado de 1974 a 2013, para una región cercana a la de este trabajo, también en el estado de Sonora.

Si bien los resultados aquí presentados parecen estar en función de variables climáticas que se reflejan a escalas espaciales y temporales que superan la influencia de la reserva y sus acciones, la conversión en mayor o menor medida de clases específicas indica también un efecto derivado del tipo de manejo. La disminución progresiva de pastizal inducido, aunada a su menor grado de estabilidad en cobertura de suelo a través del tiempo y mayor transformación a otras coberturas (mayores a cualquier otra clase) parece ser una respuesta a la aplicación sostenida de un plan de manejo. Por lo tanto, ambos factores parecen estar actuando simultáneamente en el área de estudio.

VI.3 Comportamiento fenológico de la vegetación

Fue posible detectar el patrón estacional y la tendencia de los índices de vegetación que muestran valores superiores para sitios fuera de la reserva en comparación al interior de esta, en la mayoría de las clases de vegetación. Esto puede parecer un suceso contraintuitivo, ya que se espera que las restricciones de uso para la conservación afecten los índices de vegetación de manera positiva. De igual forma, se asume que es la pérdida de cobertura vegetal en forma de deforestación o degradación lo que se refleja como una disminución de los valores de los índices a lo largo del tiempo y las ganancias en la cobertura vegetal y la regeneración como un aumento de los valores de NDVI (Muñoz-Brenes et al., 2018). Sin embargo, existen algunos estudios que encuentran discrepancias con estas afirmaciones. Ejemplo de esto es Tang y colaboradores (2011), quienes observaron que, para más de 1000 áreas protegidas analizadas en un periodo de 25 años de observación, aquellas que se encontraban en regiones dominadas por bosques mostraron valores de NDVI más altos en comparación a sus alrededores. En cambio, en áreas naturales dominadas por matorrales, pastizales y desiertos, el NDVI fue más bajo que en los alrededores. Este mismo patrón fue reportado posteriormente por Feng y colaboradores (2021), quienes también atribuyeron estas diferencias a los tipos de vegetación predominantes en la región, sugiriendo además que el aumento de la productividad no significa necesariamente la conservación efectiva de las áreas naturales de tierras secas.

Si bien las series temporales de NDVI y EVI utilizadas en los análisis descritos en este trabajo, mostraron diferencias significativas en la mayoría de las clases (intra-clase) de vegetación al ser comparadas al interior y exterior de la NJR, al comparar los parámetros fenológicos, se encontraron muy pocas diferencias entre las clases dentro de la reserva y sus homólogos fuera de ésta. Lo anterior puede deberse a que, a un nivel de observación más detallado, el comportamiento de la vegetación al interior de cada clase es similar en la matriz del paisaje. Esto mismo ha sido observado en regiones con características climatológicas similares a nuestra área de estudio, donde los factores que más influyen sobre la fenología son la temperatura y las precipitaciones, con respuestas fenológicas diferentes para las distintas clases (van Leeuwen et al., 2010). La fenología, como se pudo observar en este proyecto, es una de las propiedades mediante las cuales la vegetación puede ser clasificada en grupos, ya que estos tienden a mostrar patrones estacionales únicos y diferenciables.

En este estudio, aunque no se encontraron diferencias estadísticamente significativas al comparar el inicio de la temporada de crecimiento al interior y exterior de la reserva (conservación y ganadería respectivamente), si fue posible notar un patrón en donde las clases de vegetación dentro de la NJR tienden a presentar una respuesta más tardía. Este tipo de resultados se han abordado en otros trabajos, como en Willems y colaboradores (2019), donde se vio que, en los bosques de Europa central, al comparar sitios con diferente intensidad de antropización, en aquellos con mayor actividad humana las plantas florecieron tardíamente en comparación a sitios más naturales. Este hecho es opuesto a lo que se esperaría encontrar en base a nuestra hipótesis, pues se esperaría que dentro de la NJR existan condiciones que se asemejen a los resultados que exhiben las áreas menos perturbadas de otras regiones. Sin embargo, las zonas de estudio de ambos trabajos difieren bastante y, por consiguiente, también las interpretaciones de los resultados. En Willems y colaboradores, las perturbaciones en bosques templados se asociaron a cambios en el microclima que provocaban temperaturas más gélidas, y, por lo tanto, un inicio tardío de la temporada de crecimiento. Esta situación es difícil de equiparar con la de nuestra zona de estudio, donde las altas temperaturas predominan. En otras ocasiones también se ha visto que existe una respuesta fenológica diferenciable como respuesta al grado de perturbación. Un estudio realizado por Buyantuyev y Wu (2012) encontró que las diferencias pueden deberse a cambios en tres impulsores principales: mecanismos

ontogénicos a nivel genético y fisiológico, señales ambientales de fenología, como fotoperíodo y clima, y manejo de la tierra. Es posible que las respuestas fenológicas estén dadas en mayor o menor medida por algunas de estas causas o por una combinación de ellas. Ejemplo de esto es lo encontrado en nuestro estudio, donde se observó que los parámetros fenológicos estimados fueron influenciados diferencialmente por las fuentes de variación (ubicación en el área de estudio y clases de vegetación).

El clima juega un rol clave en el funcionamiento de la vegetación, y en zonas secas, tanto la precipitación como la temperatura son factores realmente determinantes en este sentido. Se ha reportado una disminución de la precipitación y un aumento de temperatura para algunas regiones del desierto de Sonora (Gremer et al., 2015; Khatri-Chhetri et al., 2021). Además, las tendencias a futuro muestran un aumento en la aridez y demanda atmosférica (Udall y Overpeck, 2017). Estos cambios han ocasionado ya respuestas perceptibles en estudios como el de Zachmann y colaboradores (2021), donde se detectó un inicio más temprano de la temporada de crecimiento en algunas especies clave del desierto de Sonora, siguiendo una tendencia hacia una floración más temprana probablemente relacionada al aumento de la temperatura y disponibilidad de humedad. En los resultados obtenidos en el presente estudio, se encontró que, si bien no se evidenció una diferencia estadísticamente significativa en el inicio de la temporada al ser comparada entre las diferentes clases al interior y exterior de la reserva, si fue posible observar un patrón de un inicio posterior dentro de la NJR. Esto se reflejó posteriormente en el análisis de bloques, donde se obtuvieron resultados estadísticamente diferentes para la variable de inicio de la temporada entre ambos tipos de manejo. Lo anterior podría ser un indicio de que las condiciones en el interior de la reserva pueden estar actuando como un amortiguador de las tendencias observadas para zonas secas, específicamente para las detectadas en el desierto de Sonora. Estar atentos a estas respuestas es esencial para prever condiciones de riesgo en la estructura y función de regiones y ecosistemas clave para el mantenimiento de la biodiversidad.

VII. CONCLUSIONES

1. El área de estudio cuenta con 8 clases de cobertura de las cuales 7 corresponden a diferentes tipos de vegetación y 1 a suelo desnudo.
2. El huizache (*Vachellia campechiana*) y el mezquite (*Prosopis velutina*) estuvieron presentes en 5 y 4 tipos de vegetación muestreados, respectivamente. A diferencia de estas, hubo especies que solo se encontraron en una clase de vegetación.
3. Las comunidades con menos riqueza de especies presentan mayor dominancia de pocas especies, mientras que las comunidades con más riqueza de especies presentaron más equitatividad.
4. Todas las clasificaciones resultaron con precisiones igual o mayores a 0.75, lo que nos indica una buena representación de la realidad. Las clasificaciones mejoraron la precisión conforme avanzó el año de clasificación.
5. La precisión alcanzada por el clasificador mejoró considerablemente con el sensor de alta resolución, lo que sienta un buen precedente para el desempeño del algoritmo aquí utilizado en combinación con imágenes de alta resolución.
6. Las clases de vegetación menos estables al paso del tiempo, con tendencia a disminución de cobertura y área núcleo (encinar y pastizal inducido), y aumento de fragmentación (mezquital), coincidieron en tener una baja riqueza de especies, menos equitatividad y pocas especies presentes solo en una comunidad vegetal.
7. Las clases de vegetación que menos se transformaron a otras clases (matorral subtropical y matorral xerófilo), presentaron más especies presentes solo en esa comunidad, tuvieron alta equitatividad y riqueza de especies.
8. El matorral subtropical fue la clase de mayor representatividad en el paisaje en los tres años analizados, aumentando la superficie de ecotono y área núcleo a través del tiempo.
9. Específicamente en el área de la NJR, las tendencias fueron a una disminución de pastizal inducido y un aumento de matorral subtropical.
10. El matorral subtropical fue la clase que menos se transformó a otras pero la que más aporte de área tuvo de las demás clases de cobertura. El área respectiva solo a la NJR obtuvo mayores aportaciones a matorral subtropical que el AE, específicamente de clases como mezquital, pastizal inducido y suelo desnudo.

11. La comparación de la sumatoria de los valores de NDVI y EVI, mostró diferencias significativas en la mayoría de las clases de vegetación, al ser comparadas al interior y exterior de la NJR, las excepciones fueron el mezquital, pastizal inducido y matorral subtropical.
12. El inicio de la temporada no fue estadísticamente diferente entre clases de vegetación o al interior o exterior de la reserva. Sin embargo, si lo fue para el análisis por bloques, además que se observó un patrón hacia un inicio de la temporada de crecimiento más tardío dentro de la reserva, posiblemente reflejo de una mayor resiliencia a una tendencia de aridificación en la región.
13. La duración y productividad de la temporada fueron diferentes entre clases de vegetación, y en pocos casos (pastizal y encinar) también para la misma clase dentro y fuera de la reserva.
14. Los parámetros fenológicos estimados presentan diferencias según la fuente de variación. El inicio de la temporada de crecimiento está influenciado por la ubicación (dentro o fuera de la NJR), a diferencia de la duración de la temporada, que está mayormente influenciada por el tipo de vegetación. La productividad de la temporada está influenciada por ambas fuentes de variación.

VIII. RECOMENDACIONES

El monitoreo a escala de paisaje brinda una perspectiva amplia sobre el patrón de cambios que ocurren en un área sujeta a conservación, para esto se pueden implementar diferentes resoluciones espaciales. En este estudio, de las escalas espaciales que se utilizaron, la de mayor resolución fue la que obtuvo la precisión más alta. Este hecho da pauta para sugerir escalas espaciales finas (~10 m) para atender problemáticas de zonas de prioridad para la conservación, como sitios identificados de cambio rápido de cobertura o sitios donde se tenga identificada la presencia de especies exóticas y/o invasoras.

Las variables utilizadas para las clasificaciones de cobertura de suelo pueden ser sometidas previamente a un análisis de componentes principales, esto se realizó de manera informal para este estudio, observándose que las variables realmente pertinentes para las clasificaciones son menos de las utilizadas, por lo que se infiere se puedan reducir esfuerzos en la derivación de variables en estudios posteriores.

Existe una variedad de algoritmos que pueden emplearse para realizar clasificaciones supervisadas de uso y cobertura de suelo, es interesante explorar lo conveniente de ellos, puesto que es recurrente utilizar los que ya se conocen por el equipo de trabajo y pueden no ser los óptimos para los objetivos planteados o los datos utilizados.

Al ser la vegetación de las regiones desérticas altamente dependiente de factores como la precipitación para generar una respuesta fenológica, es importante considerar que los cambios de estos ecosistemas suelen ocurrir de forma rápida y altamente variable en el tiempo. Al momento de interpretar clases de vegetación de forma estática, se pueden obtener resultados que no necesariamente deben ser interpretados como definitivos. Ejemplo de esto es la identificación de clases por el clasificador, donde existe un margen de error en el que las respuestas espectrales de la vegetación pueden asemejarse o diferenciarse más dependiendo del momento en el cual es capturada la escena. Una posible alternativa para esquivar este efecto de confusión es tomar más años intermedios para confirmar patrones de tendencia de cambio a lapsos de tiempo más continuos. Así mismo, es recomendable seguir extendiendo los años de cronosecuencia para poder observar posibles cambios en periodos más extensos, especialmente en estas zonas prioritarias para la conservación y ante las predicciones de mayor sequía que se esperan para la región en el futuro.

IX. LITERATURA CITADA

- Achiso, Z. 2020. Biodiversity and Human Livelihoods in Protected Areas: Worldwide Perspective-A Review. SSR Institute of International Journal of Life Sciences 6(3):2565-2578. doi:10.21276/SSR-IJLS.2020.6.3.6
- Alcaraz-Segura, D., Baldi, G., Durante, P., Garbulsky, M. F. 2008. Análisis de la dinámica temporal del NDVI en áreas protegidas: tres casos de estudio a distintas escalas espaciales, temporales y de gestión. *Ecosistemas* 17(3):108-117.
- Alhaddad, B. I., M. C. Burns y J. R. Cladera. 2007. Texture Analysis for correcting and detecting classification structures in urban land uses; Metropolitan area case study – Spain. *Urban Remote Sensing Joint Event* 1-6. doi: 10.1109/URS.2007.371811
- Anderson, J. F., Hardy, E. E., Roach, J. T., Witmer, R. E. 1976. A land use and land cover classification system for use with remote sensor data. US Government Printing Office, Washington USA. doi:10.3133/pp964
- Arriaga, L., J.M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez y E. Loa. 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad, México. Última actualización: 26 de junio de 2017. <http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/terrestres.html>
- Arroyo-Rodríguez, V., C. Moreno y C. Galán-Acedo. 2017. La ecología del paisaje en México: logros, desafíos y oportunidades en las ciencias biológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 8(1):42-51. doi: 10.1016/j.rmb.2017.10.004
- Asner, G. P., M. Keller, R. Pereira y J. C. Zweede. 2002. Remote sensing of selective logging in Amazonia: Assessing limitations based on detailed field observations, Landsat ETM+, and textural analysis. *Remote Sensing of Environment* 80(3):483-496. doi:10.1016/S0034-4257(01)00326-1.
- Bertzky, B., C. Corrigan, J. Kemsey, S. Kenney, C. Ravilious, C. Besançon y N. Burgess. 2012. Protected Planet Report 2012: Tracking progress towards global targets for protected areas. IUCN, Gland, Switzerland y UNEP-WCMC. Cambridge, UK.
- Bezaury-Creel, J., R. Waller, L. Sotomayor, X. Li, S. Anderson, R. Sayre y B. Houseal. 2015. Conservation of biodiversity in México: ecoregions, sites and conservation targets. Synthesis of identification and priority setting exercises 09/2000. Ciudad de México, México. doi: 10.13140/RG.2.1.4720.5603.
- Bithin, T. 2019. History of environmental conservation (ancient and medieval periods). *International Journal of Multidisciplinary*. 4(5):1072-1077.
- Bolton, D., J. Gray, E. Melaas, M. Moon, L. Eklundh y M. Friedl. 2020. Continental-scale land surface phenology from harmonized Landsat 8 and Sentinel-2 imagery. *Remote Sensing of Environment*. 240(111685) doi: 10.1016/j.rse.2020.111685.
- Braun-Blanquet, J. 1932. *Plant Sociology, the Study of Plant Communities*. McGraw-Hill Book Company. New York, USA.
- Breiman, L., J. H. Friedman, R. A. Olshen y C. G. Stone. 1984. *Classification and Regression Trees*. Wadsworth International Group. California, USA. doi:10.1201/9781315139470
- Brito-Castillo, L., M. A. Crimmins y S. C. Díaz C. 2010. Clima, 73-96 p. En: F. E. Molina-Freaner y T. Van Devender (Eds.), *Diversidad Biológica del Estado de Sonora*. UNAM - CONABIO, Ciudad de México, México.

- Buyantuyev, A. y J. Wu. 2012. Urbanization diversifies land surface phenology in arid environments: Interactions among vegetation, climatic variation, and land use pattern in the Phoenix metropolitan region, USA. *Landscape and Urban Planning*, 105(1-2): 149–159. doi:10.1016/j.landurbplan.2011.12.013
- Cadotte, M. W., K. Carscadden y N. Mirotchnick. 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology* 48(5):1079-1087. doi: 10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x
- Canfield, R. H. 1941. Application of the line interception method in sampling range vegetation. *Journal of Forestry* 39(4):388-394. doi: 10.1093/jof/39.4.388
- Caparros-Santiago J. A., V. Rodríguez-Galiano y J. Dash. 2021. Land surface phenology as indicator of global terrestrial ecosystem dynamics: A systematic review. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 171:330-347. doi:10.1016/j.isprsjprs.2020.11.019
- Castellanos-Villegas, A. E., L. C. Bravo, G. W. Koch, J. Llano, D. López, R. Méndez, J. C. Rodríguez, R. Romo, T. D. Sisk y G. Yanes. 2010. Impactos ecológicos por el uso del terreno en el funcionamiento de ecosistemas áridos y semi-áridos de Sonora, 157-168 p. En: F. E. Molina-Freaner y T. Van Devender (Eds.), *Diversidad Biológica del Estado de Sonora*. UNAM - CONABIO, Ciudad de México, México.
- Choza-Farías, S., J. R. Romo-Leon y A. E. Castellanos-Villegas. 2021. Análisis de la respuesta productiva ante la variabilidad climática en tipos de vegetación exótica y nativa del Desierto Sonorense. *Revista Chapingo* 20(1). doi: 10.5154/r.rchsza.2021.20.3
- CMMAD (Comisión Mundial del Medio Ambiente y del Desarrollo). Informe Brundland. 1987. ONU, Nueva York, EUA.
- Cohen, J. 1960. A Coefficient of Agreement for Nominal Scales. *Educational and Psychological Measurement* 20(1), 37–46. doi:10.1177/001316446002000104
- Collins, J. B. y C. E. Woodcock. 1996. An assessment of several linear change detection techniques for mapping forest mortality using multitemporal landsat TM data. 56(1):66–77. doi:10.1016/0034-4257(95)00233-2
- CONAZA (Comisión Nacional de las Zonas Áridas). 1994. Mezquite (*Prosopis* spp.). Cultivo alternativo para las zonas áridas y semiáridas de México. CONAZA, Instituto Nacional de Ecología, México.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad). 2012. CONABIO dos décadas de historia 1992-2012. CONABIO, Ciudad de México, México.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad). 2022. Áreas protegidas. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Última actualización: 07 de julio de 2022. <https://www.biodiversidad.gob.mx/region/areasprot>
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Nacionales Protegidas). 2012. Historia. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Última actualización: 09 de noviembre de 2011. https://www.conanp.gob.mx/quienes_somos/historia.php
- del Rio, T., L. Willemen, G. Tesfamariam, O. Beukes y A. Nelson. 2020. Remote sensing for mapping ecosystem services to support evaluation of ecological restoration interventions in an arid landscape. *Ecological Indicators* 113. doi:10.1016/j.ecolind.2020.106182.
- Dinno, A. 2015. Nonparametric pairwise multiple comparisons in independent groups using Dunn's Test. *The Stata Journal: Promoting communications on statistics and Stata*, 15(1): 292–300. doi:10.1177/1536867X1501500117

- Duan, P., Y. Wang y Y. Peng. 2020. Remote sensing applications in monitoring of protected areas: A Bibliometric Analysis. *Remote Sensing*. 12(5). doi: 10.3390/rs12050772
- Dudley, N. 2008. Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. IUCN. Gland, Switzerland.
- Durand, L. y J. Jiménez, 2010. Sobre áreas naturales protegidas y la construcción de no-lugares, Notas para México. *Revista Lider* 16(12): 59-72.
- Eklundh, L., y P. Jönsson. 2017. TIMESAT 3.3 with seasonal trend decomposition and parallel processing - Software Manual. Lund University. Lund, Sweden.
- Feng, Y., Y. Wang, H. Su, J. Pan, Y. Sun, J. Zhu, J. Fang y Z. Tang. 2021. Assessing the effectiveness of global protected areas based on the difference in differences model. *Ecological Indicators*, 130:108078. doi:10.1016/j.ecolind.2021.108078.
- Freitas, J. R. y W. Mantovania. 2017. An overview of the applicability of functional diversity in Biological Conservation. *Brazilian Journal of Ecology* 78(3):517-524. doi:10.1590/1519-6984.09416
- Fuente, B., M. Weynants, B. Bertzky, D. Giacomo, A. Mandrici, E. Bendito y G. Dubois. 2019. Land productivity dynamics in and around protected areas globally from 1999 to 2013. *PLoS ONE* 15(8): e0224958. doi: 10.1371/journal.pone.0224958
- Fung, T. y E. LeDrew. 1987. Application of principal components analysis to change detection. *Photogrammetric engineering and remote sensing*, 53(12): 1649-1658.
- Gergel S. E. y M. G. Turner. 2017. *Learning Landscape Ecology*. Springer. New York, USA. doi: 10.1007/978-1-4939-6374-4_1
- Gillespie, T. W., K. S. Willis y S. Ostermann-Kelm. 2014. Spaceborne remote sensing of the world's protected areas. *Progress in Physical Geography* 39(3):388–404. doi:10.1177/0309133314561648
- Gray, C., S. Hill, T. Newbold, L. Hudson, L. Börger, S. Contu, A. Hoskins, S. Ferrier, A. Purvis, y J. Scharlemann. 2016. Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nature Communications*. 7(12306). doi:7.12306.10.1038/ncomms12306.
- Gremer, J. R., J. B. Bradford, S. M. Munson y M. C. Duniway. 2015. Desert grassland responses to climate and soil moisture suggest divergent vulnerabilities across the southwestern United States. *Global Change Biology* 21(11):4049–4062. doi:10.1111/gcb.13043
- Gross, J., S. Goetz y J. Cihlar. 2009. Application of remote sensing to parks and protected area monitoring: Introduction to the special issue. *Remote Sensing of Environment*. 113(7):1343-1345. doi: 10.1016/j.rse.2008.12.013
- Hernández-Vásquez, C., L. A. Ibáñez-Castillo, J. D. Gómez-Díaz y R. Arteaga-Ramírez. 2022. Analysis of meteorological droughts in the Sonora River Basin, Mexico. 35(3): 467-482. doi: 10.20937/ATM.52954
- Hesselbarth, M., M. Sciaini, K. With, K. Wiegand y J. Nowosad. 2019. landscapemetrics: an open- source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography*. 42:1648-1657. doi:10.1111/ecog.04617.
- Heywood, V. H. 2019. Conserving plants within and beyond protected areas – still problematic and future uncertain. *Plant Diversity* 41(2):36-49. doi:41. 10.1016/j.pld.2018.10.001.
- Higgins, S., C. M. Shackleton y E. R. Robinson. 2002. Changes in woody community structure and composition under contrasting land use systems in a semi-arid savanna, South Africa. *Journal of Biogeography* 26(3):619-627 doi: 10.1046/j.1365-2699.1999.t01-1-00317.x

- Hill, M. O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54(2):427-432. doi: 10.2307/1934352
- Hollmann, M. A. 2017. Construcción histórica del actual concepto de desarrollo sostenible. antecedentes de problemáticas socioeconómicas y ambientales. *Ciencias Administrativas* (10):15-28. doi:10.24215/23143738e008
- Huete, A. R. 1988. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment* 25(3):295-309. doi:10.1016/0034-4257(88)90106-x
- Huete, A., K. Didan, T. Miura, E.P. Rodriguez, X. Gao y L.G. Ferreira. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment* 83(1-2): 195–213. doi:10.1016/s0034-4257(02)00096-2
- Iglhaut, J., Cabo, C., Puliti, S., Piermattei, L., O’Connor, J. y Rosette, J. 2019. Structure from motion photogrammetry in forestry: a review. *Current Forestry Reports* 5(3): 155–168. doi: 10.1007/s40725-019-00094-3
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2010. Compendio de información geográfica municipal 2010, Sahuaripa, Sonora. Sonora, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2014. Guía para la interpretación de cartografía: uso del suelo y vegetación: escala 1:250,000: serie V. INEGI, México.
- Jackson, J. 2005. Is there a relationship between herbaceous species richness and buffel grass (*Cenchrus ciliaris*)? *Austral Ecology* 30(5):505–517. doi:10.1111/j.1442-9993.2005.01465.x
- Jensen, J. R. 2005. *Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective*. Pearson Prentice Hall, New Jersey, USA.
- Jönsson P. y L. Eklundh. 2004. TIMESAT a program for analyzing time-series of satellite sensor data. *Computers & Geosciences*, 30(8):833–845. doi: 10.1016/j.cageo.2004.05.006
- Kamwi, J., C. Kätsch, F. Graz, P. Chirwa y S. Manda. 2017. Trends in land use and land cover change in the protected and communal areas of the Zambezi Region, Namibia. *Environmental Monitoring and Assessment*. 189(242) doi:10.1007/s10661-017-5934-2
- Khatri-Chhetri, P., S. M. Hendryx, K. A. Hartfield, M. A. Crimmins, W. J. D. van Leeuwen y V. R. Kane. 2021. Assessing Vegetation Response to Multi-Scalar Drought across the Mojave, Sonoran, Chihuahuan Deserts and Apache Highlands in the Southwest United States. *Remote Sensing* 13(6): 1103. doi:10.3390/rs13061103
- Koch, M., B. Schröder, A. Günther, K. Albrecht, R. Pivarci, G. Jurasinski y M. Bernhardt-Römermann. 2017. Taxonomic and functional vegetation changes after shifting management from traditional herding to fenced grazing in temperate grassland communities. *Applied Vegetation Science* 20(2): 259-270. doi:10.1111/avsc.12287
- Kruskal, W. H. y W. A. Wallis. 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 47(260): 583-621.
- Kumar, N., S. Yamaç, y A. Murugan. 2015. Applications of remote sensing and GIS in natural resource management. *The Andaman Science Association* 20(1):1-6.
- LGEEPA (Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente). 2021. Diario Oficial de la Federación, 28 de enero de 1988. Reforma: Diario Oficial de la Federación, 21 de octubre de 2021. Ciudad de México, México.
- Li, Y., Z. Zhao, S. Wei, D. Sun, Q. Yang y X. Ding. 2021. Prediction of regional forest soil nutrients based on Gaofen-1 remote sensing data. *Forests* 12(1430). doi: 10.3390/f12111430

- Lin-Quintana, L. E. 2017. Análisis de la Disponibilidad de Agua de Lluvia en el Estado de Sonora. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
- Liping, C. y S. Yujun. 2018. Monitoring and predicting land use and land cover changes using remote sensing and GIS techniques-A case study of a hilly area, Jiangle, China. *PLoS ONE*. 13(7) doi:10.1371/journal.pone.0200493
- Ma, L., L. Yu, Z., Xueliang, Y. Yuanxin, Y. Gaofei y B. Johnson. 2019. Deep learning in remote sensing applications: A meta-analysis and review. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 152(1):166-177. doi: 10.1016/j.isprsjprs.2019.04.015
- Ma, L., M. Li, X. Ma, L. Cheng, P. Du y Y. Liu. 2017. A review of supervised object-based land-cover image classification. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 130:277–293. doi:10.1016/j.isprsjprs.2017.06.001
- Maass, J. M., E. J. Jardel, A. Martínez-Yrizar, L. E. Calderón-Aguilera, J. Herrera, A. Castillo, J. Euán-Ávila y M. Equihua. 2010. Las áreas naturales protegidas y la investigación ecológica de largo plazo en México. *Ecosistemas* 19(2): 69-83.
- Maldonado-Enríquez, D., A. Ortega-Rubio, A. M. Breceda-Solís Cámara, S. C. Díaz-Castro, J. Sosa-Ramírez y R. O. Martínez-Rincón. 2020. Tendencia y variabilidad del NDVI de los principales tipos de vegetación en la región del cabo de Baja California Sur. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 91: e913213. doi: 10.22201/ib.20078706e.2020.91.3213
- Marvin D. C., L. P. Koh, A. J. Lynam, S. Wich, A. B. Davies, R. Krishnamurthy, E. Stokes, R. Starkey y G. P. Asner. 2016. Integrating technologies for scalable ecology and conservation. *Global Ecology and Conservation* 7:262-275. doi: 10.1016/j.gecco.2016.07.002.
- McDonald, S., N. Reid, R. Smith, C. Waters, J. Hunter y R. Rader. 2019. Comparison of biodiversity and ground cover between a commercial rotationally grazed property and an adjacent nature reserve in semi- arid rangeland. *Austral Ecology* 45(1). doi:10.1111/aec.12829
- McGarigal, K. S., S. Cushman, M. Neel y E. Ene. 2012. FRAGSTATS v4: spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts. Massachusetts, USA.
- Miller, J. E. D., E. I. Damschen, S. P. Harrison y J. B. Grace. 2015. Landscape structure affects specialists but not generalists in naturally fragmented grasslands. *Ecology*, 96(12):3323–3331. doi: 10.1890/15-0245.1.
- Molina-Freaner, F. E. y T. Van Devender. 2010. Diversidad Biológica de Sonora. UNAM-CONABIO, Ciudad de México, México.
- Montaño, N. M., F. Ayala, S. H. Bullock, O. Briones, F. García-Oliva, R. García-Sánchez, Y. Maya, Y. Perroni, C. Siebe, Y. Tapia-Torres, E. Troyo y E. Yépez. 2016. Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos de México: síntesis y perspectivas. *Terra Latinoamericana* 34(1):39-59.
- Moreno-de las Heras, M., L. Turnbull y J. Wainwright. 2016. Seed-bank structure and plant-recruitment conditions regulate the dynamics of a grassland-shrubland Chihuahuan ecotone. *Ecology* 97: 2303-2318. doi:10.1002/ecy.1446
- Muñoz-Brenes, C. L., K. W. Jones, P. Schlesinger, J. Robalino y L. Vierling. 2018. The impact of protected area governance and management capacity on ecosystem function in Central America. *PLoS ONE* 13(10): e0205964. doi:10.1371/journal.pone.0205964

- Naciones Unidas. 1992. Convenio sobre la Diversidad Biológica. Naciones Unidas. Nueva York, EUA.
- NATURALIA. 2020. NATURALIA- Comité para la Conservación de Especies Silvestres, A.C. Última actualización: 2020. <https://naturalia.org.mx/WP/>
- Navarro-Estupiñan, J., A. Robles-Morua, E. Vivoni, J. Zepeda, J. A. Montoya y V. Verduzco. 2018. Observed trends and future projections of extreme heat events in Sonora, Mexico. *International Journal of Climatology* 38(14): 5168-5181 doi:10.1002/joc.5719
- Neuhäuser M. 2011. Wilcoxon–Mann–Whitney Test, 1656-1658 p. En: Lovric M. (Eds.), *International Encyclopedia of Statistical Science*. Springer, Berlin, Alemania. doi:10.1007/978-3-642-04898-2_615
- Northern Jaguar Project. 2022. Northern Jaguar Reserve. Última actualización: 2022. <https://www.northernjaguarproject.org/northern-jaguar-reserve/>
- Olaya, V. 2020. *Sistemas de Información Geográfica*. CreateSpace Independent Publishing Platform. España.
- Pandya, R. y J. Pandya. 2015. C5.0 algorithm to improved decision tree with feature selection and reduced error pruning. *International Journal of Computer Applications* 117(16):0975-8887. doi:10.5120/20639-3318
- Paz-Salinas, M. F. 2005. *La Participación en el Manejo de Áreas Naturales Protegidas. Actores e Intereses en Conflicto en el Corredor Biológico Chichinautzin, Morelos*. UNAM. Morelos, México.
- Peters D. P. C., J. Gosz, W. T. Pockman, E. E. Small, R. R. Parmenter, S. L. Collins y E. Muldavin. 2006. Integrating patch and boundary dynamics to understand and predict biotic transitions at multiple scales. *Landscape Ecology* 21:19–33. doi:10.1007/s10980-005-1063-3
- Ramachandra, T. V., B. Setturu y N. Gupta. 2018. Modelling landscape dynamics with LST in protected areas of Western Ghats, Karnataka. *Journal of Environmental Management* 15(206):1253-1262. doi: 10.1016/j.jenvman.2017.08.001
- Ramos-Gorostiza, J. L. 2002. *Un precedente lejano del debate sobre la sostenibilidad: el Movimiento Conservacionista Americano (1890-1920)*. Información Comercial Española, ICE. España.
- Sánchez-Díaz, B. 2018. *La teledetección en investigaciones ecológicas como apoyo a la conservación de la biodiversidad: una revisión*. *Revista Científica* 33(3):243-253. doi:10.14483/23448350.13370
- Sanderson E. W., J. Malanding, M. A. Levy, K. H. Redford, A. V. Wannebo, G. Woolmer. 2002. The Human Footprint and the Last of the Wild: The human footprint is a global map of human influence on the land surface, which suggests that human beings are stewards of nature, whether we like it or not. *BioScience* 52(10):891–904. doi:10.1641/0006-3568(2002)052[0891:THFATL]2.0.CO;2
- Sharma, G. 2016. *Land Surface Phenology as an Indicator of Performance of Conservation Policies like Natura2000*. Tesis de maestría. Lund University, Lund, Sweden.
- Sharma, R., J. Eklund, M. Barnes, J. Geldman, J. Schleicher, R. L. Pressey, M. Gutiérrez, S. Jones y Y. Gordon. 2020. The impact of terrestrial protected areas on vegetation extent and condition: a systematic review protocol. *Environmental Evidence* 9(8) doi: 10.1186/s13750-020-00191-y

- Simonian, L. y E. Beltrán. 1999. *La Defensa de la Tierra del Jaguar: Una Historia de la Conservación en México*. CONABIO, Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAP; IMERNAR. Ciudad de México, México.
- Smith, A. J. y E. M. Goetz. 2021. Climate change drives increased directional movement of landscape ecotones. *Landscape Ecology* 36: 3105–3116. doi:10.1007/s10980-021-01314-7
- Sokolov, A., G. Sokolova, S. Bairambekov y T. Boeva. 2020. Change in species composition of vegetation on various-aged set-aside lands of the Volga Delta. *E3S Web of Conferences*. 64(10):07015. doi:10.1051/e3sconf/202016407015.
- Stolton, S., K. Redford y N. Dudley. 2014. *Áreas Bajo Protección Privada: Mirando al Futuro*. UICN, Gland, Suiza.
- Student. 1908. The probable error of a mean. *Biometrika* 6(1):1. doi:10.2307/2331554
- Tang, Z., J. Fang, J. Sun y K. J. Gaston. 2011. Effectiveness of protected areas in maintaining plant production. *PLoS ONE*, 6(4): e19116. doi:10.1371/journal.pone.0019116
- Tso, B. y M. P. Mather. 2009. *Classification Methods for Remotely Sensed Data*. CRC Press, Washington, D.C., USA.
- Tucker, C. J. 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment* 8(2):127-150. doi:10.1016/0034-4257(79)90013-0
- Turner, M. G. y R. H. Gardner. 2015. *Landscape Ecology in Theory and Practice*. Springer. New York, USA. doi: 10.1007/978-1-4939-2794-4
- UACH. 2011. Actualización de la delimitación de las zonas áridas, semiáridas y subhúmedas de México, a escala regional. Reporte final de proyecto de investigación. Universidad Autónoma Chapingo. Estado de México, México.
- Udall, B. y J. Overpeck. 2017. The twenty-first century Colorado River hot drought and implications for the future. *Water Resources Research* 52:2404–2418. doi:10.1002/2016WR019638
- Urquiza-García, J. H. 2019. Una historia ambiental global: de las reservas forestales de la nación a las reservas de la biosfera en México. *Revista de Ciencias Sociales y Humanidades* 40(87):101-134. doi:10.28928/ri/872019/atc4/urquizagarciah
- Valdez-Zamudio, D., A. Castellanos-Villegas y S. E. Mash. 2000. Land Cover Changes in Central Sonora, Mexico. 349-351 p. En: Ffolliott, Peter F., Baker Jr., Malchus B., Edminster, Carleton B., Dillon, Madelyn C., Mora, Karen L. (Eds.), *Land Stewardship in the 21st Century: The Contributions of Watershed Management*. 13 al 16 de marzo de 2000. Arizona, USA.
- van Leeuwen, W. J., A. R. Huete y T. W. Laing. 1999. MODIS vegetation index compositing approach: A prototype with AVHRR data. *Remote Sensing of Environment* 69(3):264–280. doi:10.1016/s0034-4257(99)00022-x
- van Leeuwen, W. J., J. E. Davison, G. M. Casady y S. E. Marsh. 2010. Phenological characterization of desert Sky Island vegetation communities with remotely sensed and climate time series data. *Remote Sensing* 2(2):388-415; doi: 10.3390/rs2020388
- Vila-Subirós, J., D. Varga, A. Pascual y A. Ribas-Palom. 2006. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. *Documents d'Anàlisi Geogràfica* 48:151-166.
- Villalobos, I. 2000. Áreas naturales protegidas: instrumento estratégico para la conservación de la biodiversidad. *Gaceta Ecológica* 54: 24-34.

- Wang, Y., Z. Lu, Y. Sheng y Y. Zhou. 2020. Remote sensing applications in monitoring of protected areas. *Remote Sensing* 12(9):1370. doi.org/10.3390/rs12091370
- Willems, F. M., J. F. Scheepens, C. Ammer, S. Block, A. Bucharova, P. Schall, M. Seht y O. Bossdorf. 2019. Effects of forest management on the phenology of early-flowering understory herbs. *bioRxiv*. doi:10.1101/733907.
- Willis, K. S. 2015. Remote sensing change detection for ecological monitoring in United States protected areas. *Biological Conservation* 182:233-242. doi: 10.1016/j.biocon.2014.12.006
- Wu, J., Q. Yang y Y. Li. 2018. Partitioning of terrain features based on roughness. *Remote Sensing*. 10(12):1985. doi:10.3390/rs10121985
- WWF. 2020. Living Planet Report 2020 - Bending the curve of biodiversity loss. WWF. Gland, Switzerland.
- Zachmann, L., J. Wiens, K. Franklin, S. Crausbay, V. Landau y Seth M. 2021. Dominant Sonoran Desert plant species have divergent phenological responses to climate change. *Madroño-California Botanical Society* 68(4):473-486. doi:10.3120/0024-9637-68.4.473
- Zeng, Y., D. Hao, A. Huete, B. Dechant, J. Berry, J. M. Chen, J. Joiner, C. Frankenberg, B. Bond-Lamberty, Y. Ryu, J. Xiao, G. R. Asrar y M. Chen. 2022. Optical vegetation indices for monitoring terrestrial ecosystems globally. *Nature Reviews Earth & Environment* 3:477–493. doi:10.1038/s43017-022-00298-5

X. APÉNDICES

1. Ortomosaicos generados a partir de vuelos automatizados con VANT (Vehículos Aéreos No Tripulados) Phantom 3 Advanced (DJI) y cámara RGB de alta resolución espacial.

Encinar



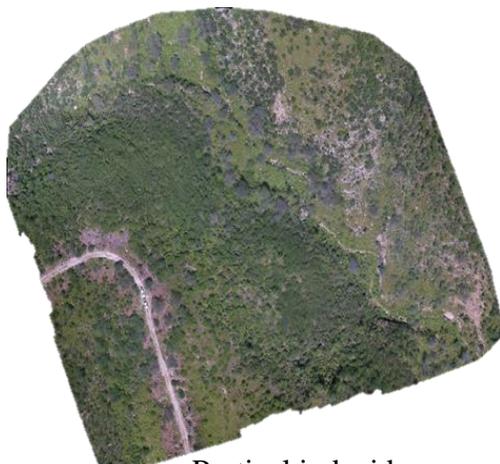
Matorral subtropical



Matorral xerófilo



Mezquital



Pastizal inducido



Vegetación de arroyos

2. Variables explicativas utilizadas por sensor para las clasificaciones supervisadas.

Variable explicativa	LANDSAT TM	LANDSAT OLI	Dove Classic
1	Reflectancia azul (H)	Reflectancia azul de costas (H)	Reflectancia azul (H)
2	Reflectancia verde (H)	Reflectancia azul (H)	Reflectancia verde (H)
3	Reflectancia rojo (H)	Reflectancia verde (H)	Reflectancia rojo (H)
4	Reflectancia infrarrojo cercano (H)	Reflectancia rojo (H)	Reflectancia infrarrojo cercano (H)
5	Reflectancia infrarrojo de onda corta (H)	Reflectancia infrarrojo cercano (H)	Textura terreno azul (H)
6	Reflectancia infrarrojo medio (H)	Reflectancia infrarrojo de onda corta 1 (H)	Textura terreno verde (H)
7	Componentes principales azul (H)	Reflectancia infrarrojo de onda corta 2 (H)	Textura terreno rojo (H)
8	Componentes principales verde (H)	Componentes principales azul de costas (H)	Textura terreno infrarrojo cercano (H)
9	Componentes principales rojo (H)	Componentes principales azul (H)	NDVI (H)
10	Componentes principales infrarrojo cercano (H)	Componentes principales verde (H)	EVI (H)
11	Componentes principales infrarrojo de onda corta (H)	Componentes principales rojo (H)	SAVI (H)
12	Componentes principales infrarrojo medio (H)	Componentes principales infrarrojo cercano (H)	Reflectancia azul (S)
13	Textura terreno azul (H)	Componentes principales infrarrojo de onda corta 1 (H)	Reflectancia verde (S)
14	Textura terreno verde (H)	Componentes principales infrarrojo de onda corta 2 (H)	Reflectancia rojo (S)
15	Textura terreno rojo (H)	Textura terreno azul de costas (H)	Reflectancia infrarrojo cercano (S)
16	Textura terreno infrarrojo cercano (H)	Textura terreno azul (H)	Textura terreno azul (S)
17	Textura terreno infrarrojo de onda corta (H)	Textura terreno verde (H)	Textura terreno verde (S)
18	Textura terreno infrarrojo medio (H)	Textura terreno rojo (H)	Textura terreno rojo (S)
19	Tasseled Cap azul (H)	Textura terreno infrarrojo cercano (H)	Textura terreno infrarrojo cercano (S)
20	Tasseled Cap verde (H)	Textura terreno infrarrojo de onda corta 1 (H)	NDVI (S)
21	Tasseled Cap rojo (H)	Textura terreno infrarrojo de onda corta 2 (H)	EVI (S)
22	Tasseled Cap infrarrojo cercano (H)	Tasseled Cap azul de costas (H)	SAVI (S)

Variable explicativa	LANDSAT TM	LANDSAT OLI	Dove Classic
23	Tasseled Cap infrarrojo de onda corta (H)	Tasseled Cap azul (H)	Modelo de Elevación Digital
24	Tasseled Cap infrarrojo medio (H)	Tasseled Cap verde (H)	Pendiente
25	NDVI (H)	Tasseled Cap rojo (H)	Aspecto
26	EVI (H)	Tasseled Cap infrarrojo cercano (H)	
27	SAVI (H)	Tasseled Cap infrarrojo de onda corta 1(H)	
28	Reflectancia azul (S)	NDVI (H)	
29	Reflectancia verde (S)	EVI (H)	
30	Reflectancia rojo (S)	SAVI (H)	
31	Reflectancia infrarrojo cercano (S)	Reflectancia azul de costas (S)	
32	Reflectancia infrarrojo de onda corta (S)	Reflectancia azul (S)	
33	Reflectancia infrarrojo medio (S)	Reflectancia verde (S)	
34	Componentes principales azul (S)	Reflectancia rojo (S)	
35	Componentes principales verde (S)	Reflectancia infrarrojo cercano (S)	
36	Componentes principales rojo (S)	Reflectancia infrarrojo de onda corta 1 (S)	
37	Componentes principales infrarrojo cercano (S)	Reflectancia infrarrojo de onda corta 2 (S)	
38	Componentes principales infrarrojo de onda corta (S)	Componentes principales azul de costas (S)	
39	Componentes principales infrarrojo medio (S)	Componentes principales azul (S)	
40	Varianza azul (S)	Componentes principales verde (S)	
41	Varianza verde (S)	Componentes principales rojo (S)	
42	Varianza rojo (S)	Componentes principales infrarrojo cercano (S)	
43	Varianza infrarrojo cercano (S)	Componentes principales infrarrojo de onda corta 1 (S)	
44	Varianza infrarrojo de onda corta (S)	Componentes principales infrarrojo de onda corta 2 (S)	
45	Varianza infrarrojo medio (S)	Textura terreno azul de costas (S)	
46	Tasseled Cap azul (S)	Textura terreno azul (S)	
47	Tasseled Cap verde (S)	Textura terreno verde (S)	

Variable explicativa	LANDSAT TM	LANDSAT OLI	Dove Classic
48	Tasseled Cap rojo (S)	Textura terreno rojo (S)	
49	Tasseled Cap infrarrojo cercano (S)	Textura terreno infrarrojo cercano (S)	
50	Tasseled Cap infrarrojo de onda corta (S)	Textura terreno infrarrojo de onda corta 1 (S)	
51	Tasseled Cap infrarrojo medio (S)	Textura terreno infrarrojo de onda corta 2 (S)	
52	NDVI (S)	Tasseled Cap azul de costas (S)	
53	EVI (S)	Tasseled Cap azul (S)	
54	SAVI (S)	Tasseled Cap verde (S)	
55	Modelo de Elevación Digital	Tasseled Cap rojo (S)	
56	Pendiente	Tasseled Cap infrarrojo cercano (S)	
57	Aspecto	Tasseled Cap infrarrojo de onda corta 1(S)	
58		NDVI (S)	
59		EVI (S)	
60		SAVI (S)	
61		Modelo de Elevación Digital	
62		Pendiente	
63		Aspecto	

3. Número de hectáreas que cambiaron de una clase de cobertura a otra del año 2003 al 2018 (así mismo, es posible ver el número de hectáreas de cada clase para 2018 que había sido catalogado como otra clase en 2003).

Área de estudio en general, la cual comprende la reserva y zonas circundantes:

		2018								
		E	MS	MX	MZ	P	PI	SD	VA	Total
2003	E	10094.7	4337.6	708.5	2306.2	2950.6	157.6	30.2	1568.3	22153.6
	MS	1988.8	44379.0	3028.7	3452.1	4788.1	1567.3	24.3	3655.8	62884.1
	MX	129.8	1706.3	9154.3	2063.3	1986.4	2097.5	204.6	873.4	18215.5
	MZ	1533.6	2795.5	2274.1	10226.4	3985.3	631.7	212.8	3862.5	25521.9
	P	1131.6	4847.0	2720.7	2417.2	10905.7	435.8	79.1	707.3	23244.3
	PI	99.4	2839.6	3732.2	3482	1108.5	3500.8	64.2	1096.5	15923.2
	SD	1.6	71.6	472.6	365.9	223.0	96.5	773.3	183.3	2187.8
	VA	357.6	4135.7	1012.7	1195	1099.7	331.7	390.2	4867.8	13390.4
Total	15337	65112.1	23103.7	25508.3	27047.3	8818.7	1778.7	16815	183521	

Área respectiva solamente a la NJR:

		2018								
		E	MS	MX	MZ	P	PI	SD	VA	Total
2003	E	914.5	603.5	177.3	239.2	230.6	29.7	10.7	117.5	2323.1
	MS	269.7	4807.0	297.3	206.1	240.8	115.1	4.1	323.8	6263.9
	MX	57.5	463.9	2040.6	339.2	396.2	329.0	59.1	167.4	3852.9
	MZ	165.7	605.7	299.4	735.8	200.8	80.0	25.2	316.5	2429.2
	P	146.6	657.5	457.1	318.2	1589.9	48.5	47.7	135.2	3400.7
	PI	42.7	1009.0	808.3	623.1	144.5	543.9	19.0	227.3	3417.6
	SD	1.4	23.0	51.9	27.6	22.2	12.0	71.2	8.2	217.5
	VA	29.7	516.5	56.1	58.9	45.4	16.9	16.0	496.6	1236.1
Total	1627.7	8686.2	4188.0	2548.2	2870.2	1175.1	253.1	1792.5	23141	

4. Nombres científicos, sinonimias y nombres comunes de las especies vegetales referidas en este trabajo.

Especie	Sinonimias	Nombre común
<i>Acaciella angustissima</i>	<i>Acacia angustissima</i> <i>Mimosa angustissima</i>	Guajillo, Timbre, Algodoncillo, Barba de chivo, Carboncillo, Guaje.
<i>Ambrosia ambrosioides</i>	<i>Franseria ambrosioides</i> <i>Xanthidium ambrosioides</i>	Chicura, Estafiate.
<i>Aristida ternipes</i>	<i>Ortachne scabra</i> <i>Muhlenbergia scabra</i> <i>Ortachne tenuis</i> <i>Stipa tenuis</i>	Aceitilla, Pija de perro, Zacate araña, Zacatón.
<i>Ayenia jaliscana</i>		
<i>Baccharis salicifolia</i>	<i>Baccharis glutinosa</i> <i>Molina salicifolia</i> <i>Baccharis coerulescens</i> <i>Baccharis viminea</i>	Batamote, Chamizo, Escobilla, Hierba del pasmo.
<i>Brahea brandegeei</i>	<i>Centaurium brandegeei</i> <i>Erythea brandegeei</i> <i>Glaucosphaera brandegeei</i>	Palma, Palma de Taco, Palma negra, Palmilla.
<i>Bursera fagaroides</i>	<i>Elaphrium fagaroides</i>	Torote, Chutama, Papelillo, Sazafrás, Torote amarillo.
<i>Bursera laxiflora</i>	<i>Bursera concinna</i>	Torote prieto, Copal, Copal blanco, Palo mulato.
<i>Celtis pallida</i>	<i>Momisia pallida</i>	Acebuche, Garabato, Granjeno.
<i>Cenchrus ciliaris</i>	<i>Cenchrus longifolius</i> <i>Pennisetum ciliare</i>	Pasto buffel, Zacate buffel.
<i>Condalia correllii</i>		
<i>Croton ciliatoglandulifer</i>	<i>Croton chaetodus</i>	Canelilla, Dominguilla, Duraznillo, Mala mujer, Solimán.
<i>Croton sonora</i>	<i>Croton pringlei</i> <i>Croton gonzalezii</i> <i>Croton attenuatus</i>	Vara blanca.
<i>Cylindropuntia fulgida</i>	<i>Opuntia fulgida</i> <i>Opuntia mamillata</i>	Cholla, Choya, Cholla brillante, Cholla de coyote.
<i>Cylindropuntia thurberi</i>	<i>Opuntia thurberi</i>	Cardenche de Sonora, Cholla, Cholla liviri, Choya, Sibiri, Sibirim.
<i>Dodonaea viscosa</i>	<i>Dodonaea angustifolia</i> <i>Dodonaea dombeyana</i> <i>Dodonaea schiedeana</i> <i>Ptelea viscosa</i> <i>Dodonaea ehrenbergii</i>	Cascabel, Chamizo, Chapulixtle, Chirca de Monte, Jarilla.
<i>Encelia farinosa</i>		Rama blanca, Flor de rocío, Hierba ceniza, Hierba de las ánimas, Incienso, Palo blanco.
<i>Erythrostemon caladenia</i>	<i>Poincianella caladenia</i> <i>Caesalpinia caladenia</i>	

Especie	Sinonimias	Nombre común
<i>Fouquieria macdougalii</i>	<i>Fouquieria jaboncillo</i>	Jaboncillo, Ocotillo, Torote espinoso, Torote verde, Torotillo.
<i>Guazuma ulmifolia</i>	<i>Guazuma guazuma</i> <i>Guazuma polybotrya</i> <i>Guazuma tomentosa</i> <i>Theobroma guazuma</i>	Guásima, Barrenillo, Capulincillo, Cuajilote, Cuaulote, Guacimillo, Guacimo.
<i>Jatropha cardiophylla</i>	<i>Mozinna cardiophylla</i>	Sangre de grado, Sangregado, Sapo.
<i>Lycium andersonii</i>		Frutilla.
<i>Lycium berlandieri</i>		Cilindrillo.
<i>Lycium fremontii</i>		
<i>Lysiloma divaricatum</i>	<i>Lysiloma divaricata</i> <i>Lysiloma microphylla</i> <i>Lysiloma microphyllum</i> <i>Acacia divaricata</i> <i>Lysiloma australis</i>	Espina blanca, Guaje, Guajillo, Manto, Mauto, Mayo, Palo Mauto, Quebracho.
<i>Mimosa distachya</i>		Uña de gato, Celosa, Garbancilla, Gatuña, Iguano, Gatuño, Garabatillo, Cuca.
<i>Olneya tesota</i>		Palo fierro, Palo de hierro, Tésota.
<i>Parkinsonia praecox</i>	<i>Caesalpinia praecox</i> <i>Cercidium praecox</i> <i>Cercidium goldmanii</i> <i>Cercidium plurifoliolatum</i> <i>Cercidium unijugum</i>	Brea, Palo brea, Palo verde, Mantecoso.
<i>Parthenium tomentosum</i>		Ciguapa, Hierba de la hormiga.
<i>Phaulothamnus spinescens</i>		Jutuqui, Barchata, Mal de ojo, Putia.
<i>Platanus wrightii</i>	<i>Platanus racemosa</i>	Sicómoro de Arizona, Sicómoro, Sicomoro, Aliso.
<i>Prosopis velutina</i>	<i>Neltuma velutina</i>	Mezquite, Mesquite terciopelo, Mezquite terciopelo.
<i>Quercus albocincta</i>	<i>Quercus albocinta</i>	Bellota de encino, Encino negro, Encino roble, Roble, Cusi.
<i>Quercus chihuahuensis</i>	<i>Quercus jaliscensis</i> <i>Quercus santaclarensis</i> <i>Quercus infralutea</i>	Chaparro, Encino, Encino blanco, Encino chaparro, Encino chino, Encino miscalme.
<i>Randia sonorensis</i>		
<i>Sabal uresana</i>	<i>Inodes uresana</i>	Palma real, Palma tacú, Tacú, Palmito sonorensis.
<i>Salix bonplandiana</i>		Ahuejote, Agüejote, Sauce, Sauce blanco, Sauce criollo, Sauce llorón, Sauz.
<i>Sapindus saponaria</i>	<i>Sapindus amolli</i> <i>Sapindus inaequalis</i> <i>Sapindus marginatus</i>	Amolillo, Abolillo, Jaboncillo, Boliche, Chirrión, Amole, Guayul, Chambimbe, Chololote, Matamuchacho.

Especie	Sinonimias	Nombre común
<i>Senegalia greggii</i>	<i>Acacia greggii</i> <i>Acacia durandiana</i> <i>Acacia rotundata</i>	Tésota, Uña de Gato, Tepame.
<i>Senegalia occidentalis</i>	<i>Acacia occidentalis</i>	Tésota, Uasiua, Uña de gato.
<i>Senna pallida</i>	<i>Cassia biflora</i> <i>Peiransia biflora</i>	Abejón, Ejotillo, Flor de San José, Pata de tordo, Vara prieta.
<i>Solanum grayi</i>		Hierba del gato, Huevo de gato, Churuni.
<i>Solanum houstonii</i>	<i>Solanum amazonium</i> <i>Solanum tridynamum</i>	Mala mujer, Sacamanteca, Ojo de liebre, Berenjena silvestre.
<i>Stenocereus thurberi</i>	<i>Cereus thurberi</i> <i>Lamaireocereus thurberi</i> <i>Lemaireocereus thurberi</i> <i>Pachycereus thurberi</i> <i>Marshallocereus thurberi</i>	Pitahaya, Pitahaya dulce, Marismeña, Órgano, Órgano marismeña.
<i>Vachellia campechiana</i>	<i>Acacia cochliacantha</i> <i>Poponax attenuata</i> <i>Poponax houghii</i> <i>Vachellia campechiana</i> <i>Acacia cymbispina</i> <i>Acacia cymbacantha</i>	Huizache, Chírahui, Huinolo, Espino, Guinole, Guinolo, Sínala.
<i>Vachellia constricta</i>	<i>Acacia constricta</i>	Huizache, Vinorama, Chaparro prieto, Vara prieta, Gigantillo, Largoncillo.
<i>Vachellia farnesiana</i>	<i>Acacia farnesiana</i> <i>Mimosa farnesiana</i> <i>Acacia guttata</i> <i>Acacia acicularis</i> <i>Acacia ferox</i> <i>Acacia leptophylla</i> <i>Acacia smallii</i> <i>Acacia minuta</i>	Vinorama, Huizache, Aroma amarilla, Aroma, Aromática, Cascalote, Cornezuelo, Corteza curtidora, Espinillo, Espino, Espino blanco.