



**INSTITUTO POTOSINO DE INVESTIGACIÓN
CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA, A.C.**

POSGRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

**Respuesta del índice de vegetación de diferencia
normalizada (NDVI) a la actividad antrópica, variabilidad
climática y ambiental en bosque de encino**

Tesis que presenta
Rubicel Trujillo Acatitla

Para obtener el grado de
Maestro en Ciencias Ambientales

Codirectores de la Tesis:
Dr. David Douterlungne Rotsaert
Dr. José Tuxpan Vargas

San Luis Potosí, S.L.P., Agosto de 2019



Constancia de aprobación de la tesis

La tesis titulada como "*Respuesta del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) a la actividad antrópica, variabilidad climática y ambiental en bosque de encino*" presentada para obtener el Grado de Maestro en Ciencias Ambientales fue elaborada por Rubicel Trujillo Acatilla y aprobada por los suscritos, designados por el Colegio de Profesores de la División de Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

Dr. David Douterlungne Rotsaert
Codirector de la tesis

Dr. José Tuxpan Vargas
Codirector de la tesis

Dra. Elisabeth Huber Sannwald
Miembro del Comité Tutorial

Dr. Leonardo Chapa Vargas
Miembro del Comité Tutorial



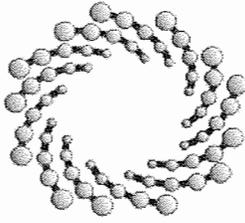
Créditos Institucionales

Esta tesis fue elaborada en la División de Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., bajo la codirección de los Doctores David Douterlungne Rotsaert y José Tuxpan Vargas.

Durante la realización del trabajo el autor recibió una beca académica del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (No. de registro 594829)

Este proyecto fue financiado por un proyecto CONACyT de Ciencia Básica (SEP-CB-2015-01-257738), cuyo responsable técnico es el Dr. David Douterlungne.

El posgrado en Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica se encuentra inscrito dentro del Programa Nacional de Posgrados del CONACYT.



IPICYT

Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

Acta de Examen de Grado

El Secretario Académico del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., certifica que en el Acta 076 del Libro Primero de Actas de Exámenes de Grado del Programa de Maestría en Ciencias Ambientales está asentado lo siguiente:

En la ciudad de San Luis Potosí a los 13 días del mes de agosto del año 2019, se reunió a las 11:00 horas en las instalaciones del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., el Jurado integrado por:

Dr. Leonardo Chapa Vargas	Presidente	IPICYT
Dra. Elisabeth Huber- Sannwald	Secretaria	IPICYT
Dr. David Douterlungne Rotsaert	Sinodal	IPICYT
Dr. José Tuxpan Vargas	Sinodal	IPICYT

a fin de efectuar el examen, que para obtener el Grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS AMBIENTALES

sustentó el C.

Rubicel Trujillo Acatitla

sobre la Tesis intitulada:

Respuesta del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) a la actividad antrópica, variabilidad climática y ambiental en bosque de encino

que se desarrolló bajo la dirección de

Dr. David Douterlungne Rotsaert
Dr. José Tuxpan Vargas

El Jurado, después de deliberar, determinó

APROBARLO

Dándose por terminado el acto a las 13:05 horas, procediendo a la firma del Acta los integrantes del Jurado. Dando fe el Secretario Académico del Instituto.

A petición del interesado y para los fines que al mismo convengan, se extiende el presente documento en la ciudad de San Luis Potosí, S.L.P., México, a los 13 días del mes de agosto de 2019.

Dr. Marcial Bonilla Marín
Secretario Académico

Mtra. Ivonne Lizette Cuevas Vélez
Jefa del Departamento del Posgrado

Dedicatoria

I

A la naturaleza misma por ser la que da las interrogantes y cuestionamientos para entender su funcionamiento.

A mis padres, por ser un gran ejemplo de sencillez, responsabilidad, lucha, perseverancia y superación. Sus enseñanzas, consejos, apoyo y amor lograron convertirme en lo que soy y seguiré siendo.

A mi madre, Soledad Acatitla, que a pesar de todo no se da por vencida y que me enseña que lo imposible siempre es posible a pesar de las adversidades. A mi padre, Álvaro Trujillo, quien siempre me motivo a perseverar, ya que “la victoria pertenece a quien más persevera”. Gracias a ambos por brindarme todo el apoyo, fortaleza, cariño y amor para seguir.

A mi hermano, Jesús Adrián, quien me impulsa a dar más y ser un hermano ejemplar.

Dedicatoria

II

A Erandi, quien siempre está ahí cuando más lo necesito. Tu apoyo, consejos y regaños siempre logran sacar lo mejor de mí, y dar aún más. Siempre logras impulsarme y hacer que cada día sea mejor. Eres mi lugar, mi hogar, mi todo y mi nada. Gracias por estar a mi lado siempre superando todo.

Al señor Gilberto Monterrubio y a la señora Ana María Martínez, por su gran y valioso apoyo, así como consejos y lecciones. Sus enseñanzas y consejos me demostraron que a pesar de todo siempre se pueden lograr las metas propuestas. Gracias por darme ese impulso extra para poder seguir mis sueños.

A mis perros, al flaco Toby, a la gorda Maya, y a la loca Tiny, por ser un escape de las presiones y estrés de la Maestría.

Agradecimientos

A mis padres por todo su apoyo, ya que a pesar de todo siempre estuvieron ahí en todos y cada uno de los pasos caminando conmigo, sus esfuerzos y palabras siempre fueron motivo para seguir mejorando y dar más cada día. A mi hermano, para quien siempre busco ser un ejemplo y hermano excepcional. Jamás terminare de darles las gracias.

A Erandi, por ser mi apoyo, mi impulso y motivo de seguir. Tus consejos, ayuda, paciencia, regaños y sobre todo amor y cariño me ayudaron a concluir esta etapa y dar paso a lo que sigue. Tu siempre me enseñas y me recuerdas que, a pesar de todo, siempre puedo dar lo mejor y más. Gracias amorosa.

A los señores Gilberto Monterrubio y Ana María Martínez por sus consejos y sabiduría. Siempre estaré en deuda por brindarme el apoyo y la confianza a pesar de ser el desconocido al que le agarraron cariño. Muchas gracias.

Al IPICYT por brindarme las herramientas necesarias para el desarrollo de esta tesis.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por otorgarme la beca correspondiente a la convocatoria de Becas Nacionales 2017.

Al Consorcio de Inteligencia Artificial del CONACYT, por el apoyo brindado mediante el proyecto FORDECYT 296737 para el desarrollo y conclusión de esta tesis.

Al Dr. David, por ser mi codirector de tesis y haber invertido tiempo para el desarrollo del proyecto. Por su apoyo, consejos, paciencia y enseñanzas, y que a pesar de nuestras diferencias siempre supo ser una guía. Por la confianza depositada en mí a pesar de todo. Muchas gracias.

Al Dr. José, por haber aceptado ser mi codirector de tesis. Por sus consejos y enseñanza, las cuales fueron fundamentales para el desarrollo del proyecto. Muchas gracias.

A mi comité tutorial, a la Dra. Elisabeth Hubber y al Dr. Leonardo Chapa, por sus consejos para mejorar la elaboración de la tesis. Su disposición fue clave para concluir satisfactoriamente el posgrado. Gracias por su apoyo, disposición y tiempo invertido.

A la Maestra en Ciencias Ambientales Sandra Daniela Hernández Valdez, ya que sin su trabajo no hubiera sido posible la realización de esta tesis.

A Maximino Rivas y Rosaura Alfaro por sus consejos, comentarios y enseñanzas. Así como su ayuda en las pocas visitas a campo, gracias por haberse convertido en nuevos compañeros y consejeros.

A los nuevos compañeros y amigos que formaron parte de esta trayectoria, llenando de alegrías, locuras y aventuras, así como sus consejos y enseñanzas. No hubiera sido lo mismo sin ustedes. Gracias Alejandro, Casandra, Kristel y Luis (Chino), por todo.

Al señor Felipe y a su esposa, dueños del predio, los cuales nos brindaron su confianza para trabajar en su propiedad. Gracias.

Gracias a todos.

Contenido

Créditos Institucionales	iii
Agradecimientos	vi
Lista de tablas	x
Lista de figuras	xi
Resumen	xiv
Abstract	xv
Introducción	1
Sucesión ecológica	3
Teoría clásica de la sucesión ecológica	3
Modelos no lineales de sucesión	5
Modelo de estados alternativos	6
Papel del ser humano en la sucesión y resiliencia	7
Análisis espacial en ecología y sus implicaciones para la restauración forestal	8
Hipótesis	12
Diferenciación, variación y tendencia de comunidades por grado de disturbio	12
Relación y respuesta del NDVI a variables climáticas	12
Relación y respuesta del NDVI a variables florísticas, edáficas y antrópicas	12
Objetivos	13
Objetivo general	13
Objetivos específicos	13
Método	14
Área de Estudio	15
Adquisición de datos	17
Datos florísticos, antrópicos y edáficos	17
Datos climáticos	18
Datos espaciales	20
Preprocesamiento	20
Procesamiento digital de imágenes	21
Análisis estadísticos	22
Diferenciación y tendencia	22
Relación de NDVI con variables climáticas	23
Relación de NDVI con variables florísticas, edáficas y antrópicas	24

Resultados	26
Diferenciación de comunidades por grado de disturbio antrópico	26
Relación e influencia de variables climáticas sobre el NDVI	27
Relación, efecto e importancia de variables florísticas, edáficas y antrópicas los valores de NDVI	32
Discusión	34
Diferencias entre comunidades con distinto grado de disturbio	34
Variación, tendencia y estabilidad de los valores de NDVI de las comunidades vegetales con distinto grado de disturbio	34
Variables climáticas responsables de la variación y dinámicas temporales del NDVI	36
Papel del grado de disturbio en la respuesta del NDVI a variables climáticas	39
Variables florísticas como responsables de la variación de NDVI	40
Respuesta de la vegetación a las variables edáficas y antrópicas	42
Estado transición o estado alternativo	43
Implicaciones y beneficios de los sensores remotos en la ecología de la restauración y modelos sucesionales	45
Conclusiones	48
Referencias	51
Anexos	74

Lista de tablas

- Tabla 1. Cubierta forestal en México ordenado por formación vegetal, tipo de vegetación y superficie (FAO, 2016; SEMARNAT, 2016; INEGI, 2017c) 1
- Tabla 2. Variables consideradas para este estudio, debajo de cada nombre se encuentra la abreviación que aparecen en las gráficas. Para más detalles acerca de su colecta y definición ver el estudio de Hernández Valdez, (2018). Para el caso de la Abundancia de individuos con foliolos pequeños se consideró la abundancia de individuos de las especies *Acacia farnesiana*, *A. mammifera*, *A. pennatula*, *A. schaffneri*, *A. sp.*, *Eysenhardtia polystachya*, *Lysiloma acapulcense* y *Mimosa aculeaticarpa*. Para el caso de abundancia de individuos del género *Quercus*, se tomaron a las especies *Q. affinis*, *Q. ariifolia*, *Q. laeta*, *Q. obtusata*, *Q. polymorpha*, *Q. resinosa* y *Q. sp.* 18
- Tabla 3. Variables climáticas disponibles para el estudio presente, los datos se encuentran por día desde 1979 hasta el 2014 (Saha et al., 2010) 19
- Tabla 4. Variables obtenidas a partir de los datos originales de las variables climáticas del Global Weather for SWAT. Se observa el nombre completo de la variable, la abreviación que será utilizada en los análisis, así como la consideración de tipo de variable, ya sea de cambios rápidos o de legado. 19
- Tabla 5. Variables climáticas de mayor importancia en la predicción de los valores de NDVI para cada uno de los grupos de acuerdo al método multivariado Random Forest. 30

Lista de figuras

Figura 1. Modelo conceptual que representa la resiliencia de los ecosistemas. La ubicación del círculo representa el estado de un ecosistema, las crestas entre dos depresiones definen a los umbrales de la resiliencia. Las flechas representan la fuerza que ejercen los impactos. Los círculos negros son el estado inicial, y los círculos blancos son los ecosistemas después del impacto. Donde los cambios dependen de la magnitud del impacto y los umbrales de resiliencia de los ecosistemas. En el primer caso, debido a los umbrales de resiliencia se mantienen condiciones similares a las previo del disturbio, en cambio cuando el disturbio supera los umbrales de resiliencia se genera un nuevo estado, segunda imagen. Tomado y modificado de (Stuart Chapin, Matson y Vitousek, 2012). 3

Figura 2. Esquematación del modelo clásico de Clements donde posteriormente al disturbio se desencadena la sucesión, pasando por etapas intermedias hasta culminar en una comunidad madura o clímax, el cual es el punto culminante de la sucesión. Modificado de Prach et al. (2007). 4

Figura 3. Modelo de estados alternativos. Esta conceptualización menciona que posterior al disturbio, dependiendo de diversas características, historia y dinámicas, las comunidades pueden tomar diversas composiciones o estados (representados por los círculos de color) modificado de Lockwood y Corey, (2004). 6

Figura 4. Diagrama general de método de estudio, se resumen las etapas desde la adquisición de datos, y los análisis que se realizaron. 14

Figura 5. Polígono de área de estudio. Se delimita con color azul la superficie que abarca el predio de 82 hectáreas. Las líneas marcadas dentro del polígono corresponden a los transectos evaluados, cada color representa una clase y grado de impacto. Las líneas fuera del polígono corresponden a los transectos de bosque donde no existe indicio de actividad antrópica, y por tanto el ganado está excluido.

16

Figura 6. Esquema general del análisis estadístico. Se mencionan los análisis a realizar para lograr responder a las preguntas de investigación y por tanto a los objetivos del proyecto. 22

Figura 7. NDVI calculado para 47 años de imágenes LANDSAT de cuatro comunidades vegetales originadas por diferentes grados de disturbio antrópico en un encinar. Grupos con letras sin compartir son significativamente diferentes (Tukey, $p < 0.05$). 26

Figura 8. Variación y tendencia de los valores de NDVI en función del tiempo, cada color representa cada uno de los grupos o clases. Las franjas grises semitransparentes representan los intervalos de confianza al 95%). El panel izquierdo representa las variaciones y periodicidad de las cuatro comunidades, a los valores se les ajusto un modelo GAM para que la visualización fuese más clara. El panel derecho representa la tendencia de acuerdo a un modelo ancova lineal simple. 27

Figura 9 Regresiones lineales simples del NDVI de cada grupo con cada una de las variables climáticas analizadas. Las barras representan los valores del coeficiente de determinación R^2 . La presencia de * indica relaciones significativas (** $p < 0.001$, ** $p < 0.05$, * $p < 0.01$), dentro de cada una de las barras se encuentra el valor correspondiente a la pendiente de la relación lineal de cada variable con la variable de respuesta, los valores positivos se encuentran coloreados de verde y los negativos de rojo. Para observar los gráficos de dispersión con líneas de tendencia, así como las tablas de los modelos lineales consultar Anexo 2 y Anexo 3. Abreviaciones según la Tabla 4. 29

Figura 10. Gráfico de importancias obtenido a partir del algoritmo de Random Forest o Bosques aleatorios para cada uno de los grupos. Las barras representan los valores de importancia ordenados de mayor a menor. La disminución en saturación de color azul indica incremento en la importancia, la variable con una tonalidad azul cielo es la que presenta mayor importancia. La importancia es obtenida mediante el cálculo inverso de la disminución del error. 31

Figura 11. Coeficientes de determinación (R^2) de regresiones lineales univariadas de variables florísticas, edáficas y antrópicas con NDVI en 36 transectos en un encinar con disturbios antrópicos. La significancia está representada con * (** $p < 0.001$, ** $p < 0.05$, * $p < 0.01$), los valores dentro de las barras corresponden a las pendientes, siendo los de color verde las pendientes con efectos positivos y las de color rojo negativos. 32

Figura 12. Importancia de las variables ambientales y florísticas en 36 transectos en un pinar con disturbios antrópicos según el algoritmo de Random Forest aplicado a regresión, cada una de las barras representa la importancia (disminución de error) de cada una de las variables, es decir su efecto sobre la variable de respuesta NDVI. La disminución en saturación de color indica un incremento en la importancia de las variables. 33

Resumen

Respuesta del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) a la actividad antrópica, variabilidad climática y ambiental en bosque de encino

Los ecosistemas forestales han desarrollado umbrales de resistencia y resiliencia para mantener sus funciones, procesos y estructura. En bosques con alto grado de disturbio, se han superado los umbrales debido al cambio global y expansión de la frontera agrícola, lo que modifica el paisaje y composición vegetal a través de cambios sucesionales, que pueden seguir el camino determinista, o de estados alternativos. El presente estudio diferencia comunidades vegetales por su grado de disturbio antrópico, mediante un análisis espacio – temporal de la productividad vegetal medida indirectamente por el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI). Además, se analizó la relación entre las variaciones de NDVI y variables climáticas, florísticas, edáficas y antrópicas. Para ello, se consideraron transectos con diferentes composiciones vegetales y ubicados en zonas con distinto historial de uso y grados de disturbio en una matriz de parches de bosque de encino: 1) historial de uso agrícola y ganadería (matorral), 2) únicamente ganadería (transición), 3) poca actividad antrópica (bosque con disturbio antrópico), y 4) bosque sin disturbios antrópico. Se aplicó un ANOVA de medidas repetidas con análisis *post hoc* Tukey que diferenció el NDVI de los grupos por su grado de disturbio y composición ($p < 0.05$). La zona más conservada presentó los valores más altos y la zona con mayor disturbio lo opuesto. Esta última presentó una tendencia significativa ($p < 0.05$) durante los 47 años evaluados en el análisis y con pendiente positiva de $3.75e-06$. Los modelos lineales simples demostraron que, de las variables climáticas, la precipitación predice mejor el NDVI, pero sin superar el 40% de la variación explicada, lo que se confirmó con el algoritmo de bosques aleatorios. Fluctuaciones climáticas correlacionaron menos con el NDVI en la zona más conservada, siendo las más representativas las referidas a legados de precipitación, en contraste, para la comunidad con mayor grado de disturbio, tanto las variables rápidas como de legado tuvieron altas correlaciones. Las variables florísticas en su mayoría presentaron pendiente positiva con el NDVI, y 60% de poder explicativo; mientras que las antrópicas fueron las más sobresalientes con pendientes negativas, sin superar el 40% del poder explicativo. El diferenciar las comunidades permitió identificar el papel de los disturbios en la respuesta de los ecosistemas a variaciones climáticas y variables florísticas, edáficas y antrópicas, asimismo el análisis espacio – temporal detectó estabilidad para la comunidad de transición con actividad ganadera, así como para el bosque con disturbio, y recuperación para la comunidad con mayor disturbio, sin embargo, debido a las retroalimentaciones e interacciones así como el banco de semillas presentes, no existe evidencia de una convergencia hacia un bosque de encino, por ello, esta última comunidad se considera como un estado alternativo estable en comparación con el bosque conservado.

Palabras clave: Análisis espacio – temporal, disturbios, estados alternativos estables, resiliencia, sucesión, susceptibilidad, umbral.

Abstract

Response of the normalized difference vegetation index (NDVI) to anthropic activity, climatic and environmental variability in oak forest

Forest ecosystems have developed resistance and resilience thresholds to maintain their functions, processes and structure. In forests with a high degree of disturbance, the thresholds have been exceeded due to the global change and expansion of the agricultural frontier, which modifies the landscape and plant composition through successional changes that can follow the deterministic path, or alternative states. The present study differentiates plant communities by their degree of anthropic disturbance through a spatio-temporal analysis of plant productivity was measured indirectly by the index of vegetation of normalized difference (NDVI). In addition, the relationship between NDVI variations and climatic, floristic, edaphic and anthropic variables was analyzed. For this, transects with different plant compositions and located in areas with different history of use and degrees of disturbance in a matrix of oak forest patches were considered: 1) history of agricultural and livestock use, (scrubland), 2) only livestock (transition), 3) little anthropic activity (forest with anthropic disturbance), and 4) forest without anthropic disturbance. A repeated measures ANOVA was applied with Tukey post hoc analysis that differentiated the NDVI of the groups by their degree of disturbance and composition ($p < 0.05$). The most conserved community presented the highest values and the community with greater disturbance the opposite. The latter presented a significant trend ($p < 0.05$) during the 47 years evaluated in the analysis and with a positive slope of $3.75e-06$. The simple linear regression models showed that, of the climatic variables, precipitation better predicts the NDVI, but without exceeding 40% of the explained variation, which was confirmed with the Random Forest algorithm. Climatic fluctuations correlated less with the NDVI in the most conserved area, being the most representative those referred to precipitation legacies. In contrast, for the community with the highest degree of disturbance, both the rapid and legacy variables had high correlations. The floristic variables mostly presented a positive slope with the NDVI, and 60% explanatory power; while the anthropic ones were the most outstanding with negative slopes, without exceeding 40% of the explanatory power. Differentiating the communities allowed identifying the role of the disturbances in the response of the ecosystems to climatic variations and floristic, edaphic and anthropic variables, as well as the space - time analysis detected stability for the transition community with livestock activity, as well as for the forest with disturbance, and recovery for the community with greater disturbance, however, due to the feedback and interactions as well as the seed bank present, there is no evidence of a convergence towards an oak forest, therefore, the latter community is considered alternative stable state compared to the conserved forest.

Key words: Disturbance, resilience, space - time analysis, alternative stable states, succession, susceptibility, threshold.

Introducción

Los ecosistemas forestales se distribuyen a lo largo de distintas latitudes y altitudes cubriendo alrededor del 27% de la superficie mundial (Challenger y Soberón, 2008; FAO, 2016). Actualmente, México se encuentra entre los 10 principales países con mayor superficie forestal, aproximadamente el 34% de su extensión está cubierta con bosque o selva que se conforma por distintas formaciones vegetales (**Tabla 1**).

Tabla 1. Cubierta forestal en México ordenado por formación vegetal, tipo de vegetación y superficie (FAO, 2016; SEMARNAT, 2016; INEGI, 2017c)

FORMACIÓN VEGETAL	TIPO DE VEGETACIÓN	% DE LA CUBIERTA FORESTAL	
BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA	Bosque Mesófilo de Montaña	2.808%	
	Bosque de ayarín	0.061%	
BOSQUE TEMPLADO	Bosque de cedro	0.004%	
	Bosque de encino	16.955%	
	Bosque de encino-pino	6.523%	
	Bosque de oyamel	0.226%	
	Bosque de pino	11.518%	
	Bosque de pino-encino	13.091%	
	Bosque de tascate	0.513%	
	Matorral de coníferas	<0.0005%	
	SELVA HÚMEDA	Selva alta perennifolia	4.938%
		Selva alta subperennifolia	0.256%
Selva baja perennifolia		0.063%	
Selva baja subperennifolia		0.151%	
Selva mediana subperennifolia		8.481%	
Selva mediana perennifolia		0.001%	
SELVA SUBHÚMEDA	Matorral subtropical	1.966%	
	Selva baja caducifolia	21.541%	
	Selva baja subcaducifolia	0.076%	
	Selva mediana caducifolia	1.603%	
	Selva mediana subcaducifolia	6.356%	
	Selva baja espinosa caducifolia	0.969%	
	Selva baja espinosa subperennifolia	1.649%	

De estas formaciones vegetales, el bosque templado es el de mayor superficie de cobertura dentro del territorio nacional con casi el 49%, mientras el bosque de encino es el tipo de vegetación más representativo con el 35% de la cobertura de bosques templados y el 17% de la cubierta forestal.

Para lograr abarcar tal cantidad de superficie, las especies evolucionan y se adaptan a las condiciones que afectan su establecimiento y supervivencia. Su distribución está influenciada por fluctuaciones ambientales, relaciones e interacciones inter e intraespecíficas, entre otros (Drake, 1991; González-Espinosa *et al.*, 1991; Tanner, Hughes y Conell, 1996; Lockwood *et al.*, 1997; Lockwood y Corey, 2004; Price y Morin, 2004; White y Jentsch, 2004a; Stuart Chapin, Matson y Vitousek, 2012; Sun *et al.*, 2013).

Uno de los procesos conductores y determinantes en la estructura, composición y mantenimiento de las comunidades son los disturbios o perturbaciones, que pueden ser diarios, estacionales, de corta o larga duración, natural o antropogénico (Jentsch, Beierkuhnlein y White, 2002; Turner, 2010), y discretos o graduales. La frecuencia, magnitud, especificidad y sinergismos de las perturbaciones determinará los efectos sobre las poblaciones y comunidades, que alteran la disponibilidad de recursos, sustrato o ambiente físico (Li y Apps, 1995; White y Jentsch, 2004a; Stuart Chapin, Matson y Vitousek, 2012).

Debido a esto, las comunidades vegetales a través de relaciones entre componentes bióticos y abióticos han desarrollado umbrales de resistencia a disturbios, y resiliencia, que es la capacidad de absorber un disturbio, cambios ambientales y fluctuaciones en sus componentes internos, para mantener funciones, procesos, estructura y composición (Walker *et al.*, 2009; Folke *et al.*, 2010; Scheffer *et al.*, 2015; Moris *et al.*, 2017).

La mayoría de los ecosistemas logran responder a los disturbios, lo cual es resultado de su historia, dinámica y desarrollo (Turner, 2010; Stuart Chapin, Matson y Vitousek, 2012). En algunos casos los disturbios son de tal magnitud e intensidad que afectan la estructura y composición de las comunidades, superando los umbrales de resiliencia. Es así como se crean condiciones iniciales de cambio en la

composición, estructura y funcionamiento, produciendo dinámicas que controlan el establecimiento de especies (White y Jentsch, 2004), transformando completamente el paisaje, en el cual la función, estructura y composición de un ecosistema se modifica, lo que se define como un nuevo estado (**Figura 1**) (Scheffer y Carpenter, 2003; Walker *et al.*, 2009; Vogelmann *et al.*, 2012; Fletcher, Wood y Haberle, 2014).

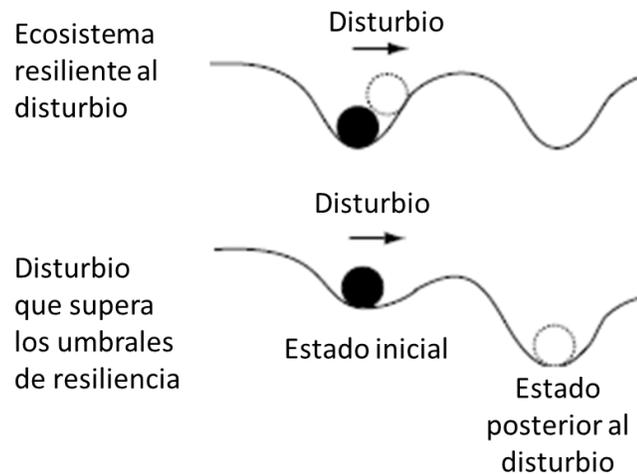


Figura 1. Modelo conceptual que representa la resiliencia de los ecosistemas. La ubicación del círculo representa el estado de un ecosistema, las crestas entre dos depresiones definen a los umbrales de la resiliencia. Las flechas representan la fuerza que ejercen los impactos. Los círculos negros son el estado inicial, y los círculos blancos son los ecosistemas después del impacto. Donde los cambios dependen de la magnitud del impacto y los umbrales de resiliencia de los ecosistemas. En el primer caso, debido a los umbrales de resiliencia se mantienen condiciones similares a las previas del disturbio, en cambio cuando el disturbio supera los umbrales de resiliencia se genera un nuevo estado, segunda imagen. Tomado y modificado de (Stuart Chapin, Matson y Vitousek, 2012).

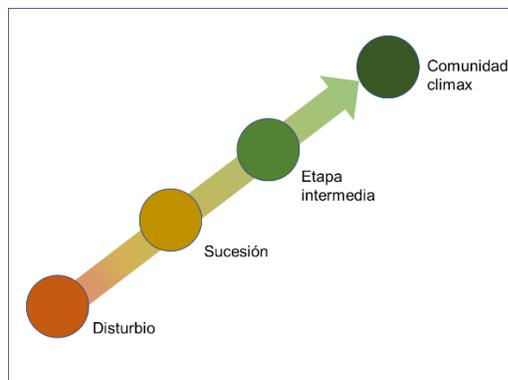
Sucesión ecológica

Teoría clásica de la sucesión ecológica

Según la teoría clásica (Clements, 1936; Cain, 1939; Whittaker, 1974), la sucesión secundaria es una serie de cambios en el ecosistema ocasionados por un disturbio. Las especies presentes posterior al disturbio colonizan gradualmente el sitio al brotar de raíces y tallos remanentes, o germinan de semillas que se encontraban latentes en el suelo o que llegan por la lluvia de semillas (Clements, 1936; Cain, 1939; Stuart Chapin, Matson y Vitousek, 2012).

Las primeras colonizadoras, conocidas como especies oportunistas, crecen rápidamente para explotar los recursos puestos a disposición por el disturbio. Estas modifican el ambiente, favoreciendo la germinación, establecimiento y crecimiento de nuevas especies de etapas más tardías de la sucesión (Cain, 1939; Whittaker, 1974; Stuart Chapin, Matson y Vitousek, 2012). En bosques, la colonización y cambios sucesionales reflejan una transición gradual de plantas de rápido crecimiento a especies cada vez más dominantes y con crecimiento lento (Prach *et al.*, 2007; Stuart Chapin, Matson y Vitousek, 2012).

El cambio gradual de los ecosistemas culmina en un punto que se denomina clímax, en donde la comunidad o ecosistema alcanza su punto máximo de desarrollo (**Figura 2**). El cual se concibe como una comunidad de plantas madura y autosuficiente que caracteriza a una zona geográfica y guarda una relación estrecha con las condiciones climáticas del lugar (Clements, 1936; Cain, 1939; Whittaker, 1974; Connell y Slatyer, 1977).



*Figura 2. Esquematización del modelo clásico de Clements donde posteriormente al disturbio se desencadena la sucesión, pasando por etapas intermedias hasta culminar en una comunidad madura o clímax, el cual es el punto culminante de la sucesión. Modificado de Prach *et al.* (2007).*

Se ha pensado tradicionalmente que la sucesión es un proceso lineal y unidireccional, pero una creciente evidencia indica que pueden originarse diversos estados del ecosistema (Acácio *et al.*, 2009; Acácio y Holmgren, 2014).

Modelos no lineales de sucesión

La sucesión no siempre sigue los mismos patrones después de un disturbio, los cambios y respuestas de la vegetación con frecuencia son discontinuos, **no predecibles**, y con trayectorias múltiples, configurando distintas comunidades dependiendo del tipo y grado de disturbio, características del sitio, y especies presentes (Fukami, 2001; Beisner, Haydon y Cuddington, 2003; White y Jentsch, 2004b; Acácio *et al.*, 2009; Oikonomakis y Ganatsas, 2012; Acácio y Holmgren, 2014).

La sucesión tiene tres enfoques teóricos: determinístico, estocástico y estados estables alternativos (Temperton y Hobbs, 2004). En el modelo **determinista**, el desarrollo de una comunidad es consecuencia de factores físicos y bióticos, donde el ambiente provee las características necesarias para restaurar el sistema a un estado similar al que existía previo al disturbio, ocurriendo en líneas predictivas de desarrollo (Temperton & Hobbs 2004; Oikonomakis & Ganatsas 2012).

En el **modelo estocástico**, la composición y estructura de la comunidad es esencialmente un proceso aleatorio que depende de un sinnúmero de factores interactuantes, entre otros la disponibilidad de nichos vacantes, y la secuencia de especies que llegan a un sitio. Finalmente, en el modelo de **estados alternativos**, una misma comunidad puede seguir diversos caminos sucesionales y llevarla a diferentes estados clímax (Temperton y Hobbs, 2004; Chase, 2018).

Así, las comunidades, al tener diferencias en composición y dinámicas, pueden divergir en trayectorias sucesionales, originando diversos estados alternativos (Beisner, Haydon y Cuddington, 2003; Lockwood y Corey, 2004; White y Jentsch, 2004).

Modelo de estados alternativos

Cualquier número de nuevos estados se pueden desarrollar, dependiendo de las especies presentes, microambiente, clima e historial de uso. En el modelo de estados alternativos estables, un sistema se recupera siguiendo una o varias trayectorias posibles (**Figura 3**) (Beisner, Haydon y Cuddington, 2003; Temperton y Hobbs, 2004; Temperton y Zirr, 2004). Desde una comunidad específica se puede originar **diferentes composiciones**, y por ende comunidades con diferencias extremas entre ellas (Sousa y Conell, 1985; Lockwood y Corey, 2004; Stuart Chapin, Matson y Vitousek, 2012; Moris *et al.*, 2017).

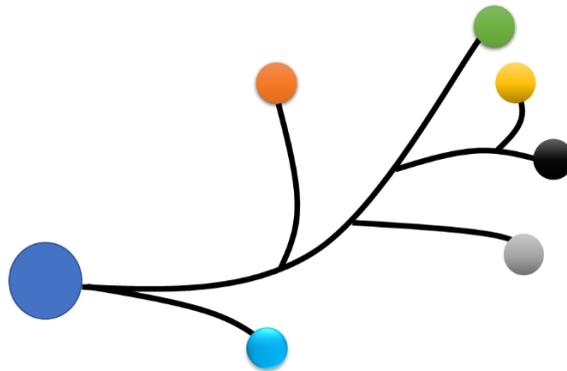


Figura 3. Modelo de estados alternativos. Esta conceptualización menciona que posterior al disturbio, dependiendo de diversas características, historia y dinámicas, las comunidades pueden tomar diversas composiciones o estados (representados por los círculos de color) modificado de Lockwood y Corey, (2004).

En este sentido se ha demostrado que el **orden de colonización** de especies puede afectar la composición final de las comunidades, resaltando el rol de las relaciones interespecíficas como depredación o competencia (Drake, 1991; Price y Morin, 2004; Jiang *et al.*, 2011).

Las **especies resistentes a diversos disturbios**, al ser altamente competitivas y, en ocasiones, con efectos alelopáticos son capaces de colonizar sitios posterior al disturbio. Además, llegan a desplazar o inhibir la germinación, establecimiento y supervivencia de otras especies (Lockwood *et al.*, 1997; Walker, Kinzig y Langridge, 1999; Fukami, 2001; Lockwood y Corey, 2004; Acácio *et al.*, 2009).

En el caso de los encinares con disturbios antrópicos, las **variables climáticas y edáficas, así como a la presencia de actividades antrópicas**, afectan el recambio y establecimiento de encinos, permitiendo la colonización de especies distintas, las cuales pueden ser dispersadas o introducidas por actividades antrópicas como la ganadería (Li y Apps, 1995; Oikonomakis y Ganatsas, 2012; Acácio y Holmgren, 2014; Holmgren, Scheffer y Sonia, 2016).

Papel del ser humano en la sucesión y resiliencia

El **humano** ha incrementado la complejidad de los ecosistemas, y se ha convertido en su principal transformador (Bhuyan, Khan y Tripathi, 2003; Hobbs y Norton, 2004; Butchart, 2010). Se ha asignado diversos usos al territorio que modifican la estructura y calidad del suelo, reconfigurando y transformando el paisaje (Martí, Peña y Pinto, 2004; Vogelmann *et al.*, 2012). Estas presiones actúan en conjunto sobre las comunidades, originando nuevas estructuras sus propias retroalimentaciones y respuestas, favoreciendo la persistencia y expansión de ecosistemas diferentes al original (White y Jentsch, 2004; Walker *et al.*, 2009; Stuart Chapin, Matson y Vitousek, 2012; Acácio y Holmgren, 2014; Chase, 2018; Vale *et al.*, 2018).

Actualmente los cambios que se dan de manera global y local, el ocasiones, **exceden la capacidad de recuperación** de los ecosistemas (Folke *et al.*, 2010; Stuart Chapin, Matson y Vitousek, 2012), eliminando bosques y utilizando la tierra para otros fines como agricultura y ganadería (Cutter y Renwick, 1999; Butchart, 2010; Vogelmann *et al.*, 2012; Acácio y Holmgren, 2014; FAO, 2016). Entre el 75 y 80 % de la superficie terrestre, aproximadamente, tiene algún grado de impacto, y para América Latina, la agricultura comercial ha causado casi el 70% de la deforestación (FAO, 2012, 2016).

Esta **remoción de cobertura vegetal** genera condiciones ambientales que dificultan el establecimiento de plántulas forestales, produciendo retroalimentaciones amplificadoras, donde entre más se pierde la cobertura forestal, más se impide el establecimiento de nuevas plántulas (Bradshaw, 1997; Temperton

y Zirr, 2004; Acácio *et al.*, 2009; Holmgren, Scheffer y Sonia, 2016). Por otro lado, las nuevas condiciones micro-ambientales facilitan la germinación y establecimiento de especies ajenas al ecosistema original (Bradshaw, 1997; Temperton y Zirr, 2004; Acácio *et al.*, 2009; Holmgren, Scheffer y Sonia, 2016).

Parches de bosque dominados por diferentes especies, originan **estados alternativos** (Hobbs y Norton, 2004; Telesca y Lasaponara, 2006; Durante, Oyonarte y Valladares, 2009) con diferente respuesta y susceptibilidad a variaciones micro-ambientales, micro-climáticas y antrópicas (Stuart Chapin, Matson y Vitousek, 2012). Por tanto la resiliencia depende de las características de los ecosistemas y del estado en el que se encuentre (Stuart Chapin, Matson y Vitousek, 2012).

Debido al papel de las actividades antrópicas en la dinámica y complejidad de las comunidades y ecosistemas, no está claro si un **análisis de los disturbios naturales y antrópicos en un momento dado** pueda, por sí solo, revelar los mecanismos responsables de producir el patrón observado (Drake, 1991). Es por ello que se deben considerar aspectos antrópicos como disturbios e historial de uso, así como distintos periodos de tiempo para diferenciar una etapa sucesional de un estado alternativo (Grover y Lawton, 1994).

Análisis espacial en ecología y sus implicaciones para la restauración forestal

Describir variaciones y patrones ecológicos requiere otras escalas espacio – temporales de análisis, ya que se pueden observar **patrones altamente heterogéneos a escalas finas, pero homogéneos a escalas superiores, y viceversa** (Fortin y Dale, 2005; Maestre, Escudero y Bonet, 2008). Un mismo proceso puede generar diversos patrones que son indetectables al ver una sola toma de datos en el tiempo y espacio (García, 2006; Maestre, Escudero y Bonet, 2008).

Las herramientas de **teledetección** han ganado campo de aplicación por su capacidad de escalabilidad, bajos costos y fácil acceso. Destacan estudios que resaltan su potencial en el mapeo de especies y hábitat, o modelado de la distribución y relación de especies (Ferreira *et al.*, 2016; Schäfer *et al.*, 2016).

Las series de imágenes satelitales a través del tiempo son usadas para monitorear patrones históricos de comunidades vegetales asociados a disturbios, procesos de recuperación, entre otros, abarcando periodos prolongados (White *et al.*, 2017; Sasaki, Ishii y Morimoto, 2018). Un ejemplo de ello es la descripción de la sucesión de pastizales hacia bosques (Abbas, Nichol y Fischer, 2016; Nichol, Abbas y Fischer, 2017).

Existe una amplia gama de satélites que proveen imágenes de la superficie de la Tierra. La serie **Landsat** es la más usada debido a que son datos sin costo, abarcan áreas extensas y proveen información desde el 23 de Julio de 1972 (Zhu, Woodcock y Olofsson, 2012; Kovalskyy y Roy, 2013; Holden y Woodcock, 2016; Wulder *et al.*, 2016; Phiri *et al.*, 2018). Esta serie permite monitorear a la vegetación para conocer dinámicas de cambio y recuperación posterior a eventos de disturbio natural y antrópico (Vogelmann *et al.*, 2012; Zhu, Woodcock y Olofsson, 2012; Zhu y Woodcock, 2014; Devries *et al.*, 2015; Zhu, 2017; Frazier *et al.*, 2018; Novofernández *et al.*, 2018).

La salud, vigorosidad y verdor de la vegetación, así como la producción primaria y biomasa acumulada se han analizado mediante los pigmentos contenidos en el dosel y otras estructuras fotosintéticas (Badeck *et al.*, 2004; Durante, Oyonarte y Valladares, 2009; Hermosilla *et al.*, 2015; Zhu *et al.*, 2016).

Los pigmentos de la vegetación, clorofila y carotenoides, así como el agua, absorben una longitud de onda específica, y al interactuar con la radiación electromagnética del sol, ocurre dispersión, absorción, reflexión, transmisión y emisión (Yengoh *et al.*, 2016). La dispersión es causada por diferencias en el índice de refracción de la estructura interna de las hojas al ser un laberinto de espacios

irregulares de aire y células rellenas de agua (Lillesand, Kiefer y Chipman, 2004; Khorram *et al.*, 2016; Yengoh *et al.*, 2016).

Las hojas absorben la luz en mayor proporción en las regiones azul y roja, y menos en la región verde, de ahí que el ojo humano detecta su color (Asner, 1998; Solomon, Berg y Martin, 2013; Pettorelli, Safi y Turner, 2014; Asner *et al.*, 2015; Khorram *et al.*, 2016; Yengoh *et al.*, 2016). **Reflejan** desde los 700 hasta los 1300 nm aproximadamente, lo cual es aprovechado para calcular diversos índices, como el índice de vegetación de diferencia normalizada (por sus siglas en inglés NDVI) (Asner *et al.*, 2015; Yengoh *et al.*, 2016).

El **algoritmo NDVI** se base en que la vegetación refleja menos luz visible y más luz en el infrarrojo cercano (por sus siglas en inglés NIR), mientras que la vegetación escasa o menos verde refleja una mayor porción de lo visible y menos cerca del NIR. El NDVI combina estas características de reflectancia en una proporción, por lo que se relaciona con la actividad fotosintética y condición de la vegetación. Es utilizado como indicador de la respuesta de la vegetación a factores climáticos, bióticos y antrópicos de manera histórica (Badeck *et al.*, 2004; Shilong *et al.*, 2004; Gu *et al.*, 2007; Durante, Oyonarte y Valladares, 2009; Yengoh *et al.*, 2016).

El **conocimiento histórico** de la vegetación da indicios de las respuestas de las comunidades ante cambios externos y perturbaciones (Grover y Lawton, 1994; Holmgren, Scheffer y Sonia, 2016). Es importante determinar la estructura temporal de las comunidades vegetales y ecosistemas, así como conocer los factores que conducen a variaciones en la productividad de la vegetación (Telesca y Lasaponara, 2006). Lo cual implica conocer el historial de uso, manejo y potencial degradación, para definir **metas de restauración** (ya sea en estructura y función o simplemente en función), lo cual incrementa la posibilidad a una restauración exitosa (Hobbs y Norton, 2004; Temperton y Hobbs, 2004).

Los sensores remotos permiten el monitoreo en diversas escalas regionales y temporales, generando conocimiento para guiar acciones de protección, conservación, restauración y manejo de flora y fauna (Butchart, 2010; Schäfer *et al.*, 2016). Lo cual es de suma importancia para lograr los compromisos propuestos, entre otros, en el Desafío Bonn (IUCN, 2019) e iniciativa 20x20 (World Resources Institute, 2019) del Decenio de las Naciones Unidas para la Restauración de Ecosistemas (2021 – 2030), ya que debido a las grandes inversiones, se necesitan **mejores datos para comprender**, planificar y administrar la restauración de bosques (White *et al.*, 2019).

Hipótesis

Diferenciación, variación y tendencia de comunidades por grado de disturbio

- Diferentes actividades antrópicas, como agricultura y ganadería, en un paisaje forestal originan diferentes comunidades vegetales lo cual refleja diferencias en los valores, variaciones y tendencia del índice de vegetación de diferencia normalizada a lo largo de 47 años.

Relación y respuesta del NDVI a variables climáticas

- La variación y tendencia de los valores del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) estarán relacionadas con las variaciones climáticas.
- La respuesta y variación de los valores del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) será diferente dependiendo del grado de disturbio antrópico y comunidad vegetal, siendo la comunidad con historial de uso agrícola y ganadería los más susceptibles a la variación climática, en comparación a una comunidad de bosque sin presencia de actividad antrópica.

Relación y respuesta del NDVI a variables florísticas, edáficas y antrópicas

- Los valores del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) estarán relacionados con alguna o algunas variables florísticas, como la composición y estructura vegetal; edáficas; y/o relacionadas con aspectos antrópicos.

Objetivos

Objetivo general

Analizar la relación y efecto de variables climáticas, florísticas y físico – química del suelo sobre la estabilidad, variación y tendencia de los valores del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) de zonas con disturbio agropecuario.

Objetivos específicos

- Estudiar las diferencias, variación, tendencia y estabilidad de comunidades con disturbios agropecuarios y sin disturbios, mediante un análisis de serie de tiempo del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) de 1972 a 2019.
- Analizar el efecto de variables climáticas como precipitación, temperatura, intensidad solar y viento, sobre la variación y tendencia de los valores de NDVI de las comunidades vegetales con distinto grado de disturbio antrópico en el periodo de 1972 a 2019.
- Analizar el efecto de variables florísticas, edáficas y antrópicas sobre los valores de NDVI.

Método

El método se resume en cuatro fases, la primera consistió en la obtención de datos, seguido de tres fases de análisis, en donde, cada una respondió a una pregunta referida al objetivo general. En la parte de diferenciación de las comunidades vegetales con distinto grado de disturbio se consideró como base el estudio de Hernández Valdez, (2018) para conocer si la separación realizada en su análisis se mantenía con el análisis temporal del NDVI. (Figura 4).

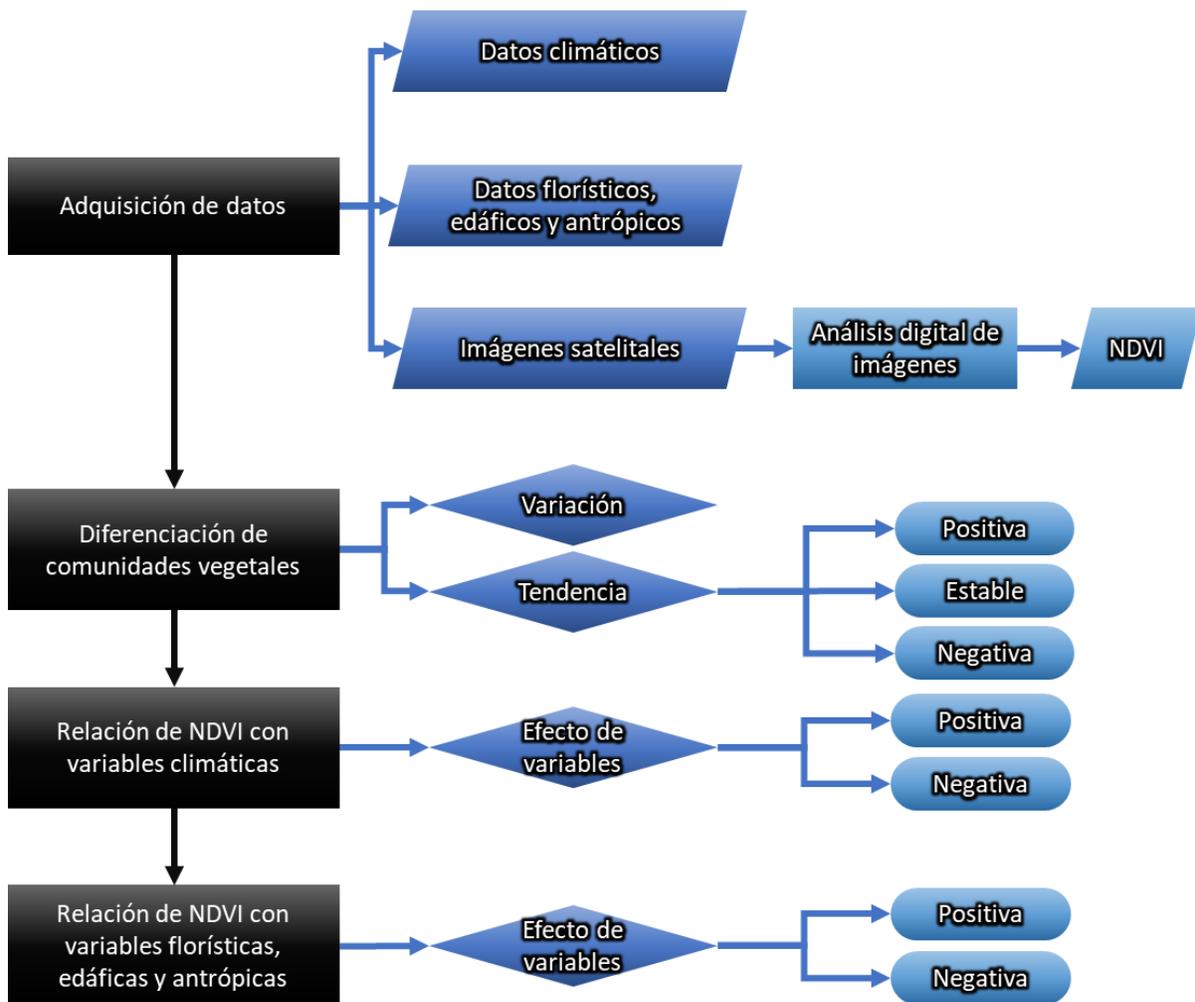


Figura 4. Diagrama general de método de estudio, se resumen las etapas desde la adquisición de datos, y los análisis que se realizaron.

Área de Estudio

El área de estudio se encuentra en el Municipio de San Nicolás Tolentino en el estado de San Luis Potosí, México. Dicho sitio cuenta con un rango altitudinal que va de los 1700 hasta los 1900 msnm y se encuentra dentro de la localidad de “El Pinal”, con coordenadas 100° 34´ 9.78´´O y 22° 11´ 16.14´´ N, dentro de la región terrestre prioritaria número 98, Sierra de Álvarez (Arriaga *et al.*, 2000; García-Sánchez y Aguirre-Rivera, 2011; INEGI, 2017a).

La temperatura media anual de 18.9°C y precipitación media de 654.1 mm al año (INEGI, 2017a; CONAGUA, 2018; SMN, 2018), la temporada de lluvias tiene una duración de seis meses, de Mayo a Octubre. Aunque dependiendo del año y de fenómenos climatológicos pueden presentarse algunas variaciones en su inicio y duración (García-Sánchez y Aguirre-Rivera, 2011; INEGI, 2017a; SMN, 2018).

El tipo de suelo predominante es leptosol, el cual es delgado, pedregoso y que pueden contener una gran cantidad de material calcáreo. También se pueden encontrar afloramientos de rocas ígneas extrusivas, así como sedimentarias luticas-areniscas con un origen geológico que abarca los periodos cenozoico y mesozoico (INEGI, 2017a, 2017b).

Las principales actividades económicas que se desarrollan en la zona son la agricultura de temporal, siendo el maíz, el frijol y el chile los principales cultivos, y la ganadería principalmente de ganado bovino, seguida del ovino y porcino (INEGI, 2017a, 2017b).

El predio cuenta con **tenencia privada**, contando con aproximadamente 82 hectáreas de superficie (**Figura 5**), donde actualmente se desarrolla la actividad ganadera, exclusivamente de bovinos, con pastoreo libre y extensivo, es decir, los animales pastorean directamente a la vegetación presente dentro del bosque de encino (Hernández Valdez, 2018).



Figura 5. Polígono de área de estudio. Se delimita con color azul la superficie que abarca el predio de 82 hectáreas. Las líneas marcadas dentro del polígono corresponden a los transectos evaluados, cada color representa una clase y grado de impacto. Las líneas fuera del polígono corresponden a los transectos de bosque donde no existe indicio de actividad antrópica, y por tanto el ganado está excluido.

El bosque tiene un legado de actividades agrícolas en algunas zonas, donde se ubican sitios que fueron dedicados para campos de cultivo y posteriormente pasaron a actividad pecuaria. Por ello, se presentan distintas asociaciones vegetales que dependen directamente de las actividades antrópicas llevadas a cabo (Hernández Valdez, 2018).

El predio ha sido **manejado por dos personas** en distintos periodos de tiempo, con impactos directos sobre la vegetación. Desde 1920 aproximadamente y hasta 1990 se mantuvieron actividades agrícolas y ganaderas, teniendo partes para cultivo únicamente, y partes para el pastoreo libre de ganado. Posteriormente se dejó de utilizar para producción agrícola, y se utilizó completamente para ganado bovino de pastoreo libre (Hernández Valdez, 2018).

Adquisición de datos

Datos florísticos, antrópicos y edáficos

Los datos fueron recuperados del estudio de Hernández Valdez, (2018), en el cual caracterizó 36 transectos de franja con superficie de 250 m² cada uno (10 * 25 m) (**Figura 5**), ubicados dentro de parches con asociaciones vegetales que en apariencia eran distintas (Ver apartado “4.2 Diseño experimental” del estudio de Hernández Valdez, 2018). Se describió la composición y estructura vegetal, fertilidad y estructura del suelo, así como variables topográficas y de disturbio antropogénico (**Tabla 2**).

Asimismo, se consideró la separación y agrupación de los 36 transectos obtenida en el mismo estudio, lo cual se basó en su composición florística por medio de un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (por sus siglas en inglés NMDS) con distancia Bray-Curtis (con doble estandarización Wisconsin), confirmando las divergencias estadísticamente significativas con un PERMANOVA ($p < 0.05$, $F = 6.67$, $r^2 = 0.28$) y con un dendograma basado en distancias Bray-Curtis y aplicando el método de varianza mínima de Ward2 como algoritmo de agrupación (**Anexo 1**). La separación coincidió con el historial y uso de suelo, 1) Actividad agrícola y que posterior a su abandono se continuó con actividad ganadera, con estructura vegetal de matorral secundario, 2) sitios con actividad ganadera con composición vegetal que consiste en zona de transición, y 3) poca actividad antrópica con composición bosque de encino con presencia de actividad antrópica (**Figura 5**).

Posteriormente se agregaron 12 transectos con las mismas dimensiones, separación y exposición del estudio de Hernández Valdez, (2018), en una zona de bosque sin evidencia de algún manejo antrópico en las últimas cinco décadas, por tanto, se consideró a esta comunidad como referencia de 4) **bosque conservado sin presencia de disturbio antrópico**. Dichos transectos se colocaron fuera del polígono original del área de estudio para asegurar que no hubiera actividad antrópica alguna (**Figura 5**).

Para los análisis de diferenciación, así como relación con variables climáticas se consideraron todos los transectos (48), y para la relación con aspectos florísticos, edáficos y antrópicos únicamente se trabajaron con los 36 de Hernández Valdez, (2018).

Tabla 2. Variables consideradas para este estudio, debajo de cada nombre se encuentra la abreviación que aparecen en las gráficas. Para más detalles acerca de su colecta y definición ver el estudio de Hernández Valdez, (2018). Para el caso de la Abundancia de individuos con folíolos pequeños se consideró la abundancia de individuos de las especies *Acacia farnesiana*, *A. mammiifera*, *A. pennatula*, *A. schaffneri*, *A. sp*, *Eysenhardtia polystachya*, *Lysiloma acapulcense* y *Mimosa aculeaticarpa*. Para el caso de abundancia de individuos del género *Quercus*, se tomaron a las especies *Q. affinis*, *Q. ariifolia*, *Q. laeta*, *Q. obtusata*, *Q. polymorpha*, *Q. resinosa* y *Q. sp*.

Variables florísticas	Variables antrópicas	Variables edáficas
Cobertura de Dosel (cober.dosel)(%)	Densidad Aparente (Dens_apar)(g/cm ³)	Concentración de nitrógeno (mg N / Kg)
Altura de dosel (altura.dosel)(m)	Heces (# por parcela)	Concentración de carbono (mg C / Kg)
Abundancia de individuos con folíolos pequeños (Abun_fol_peq)(# de ind)	Senderos (# por parcela)	Concentración de fósforo (mg P / Kg)
Abundancia de individuos de pertenecientes al género <i>Quercus</i> (Abun_Quercus)(# de ind. de <i>Quercus</i>)	Resistencia a la penetración (resist.psi)	pH
Riqueza de especies (Sp_rich)		Porcentaje de materia orgánica (prom_porc_mo)
		Pendiente
		Porcentaje de arena (porc_arena)
		Porcentaje de limo (porc_limo)
		Exposición (Exposición.grado)

Datos climáticos

Se obtuvieron datos climáticos de la plataforma de **Global Weather for SWAT** (Globalweather, 2019), donde se encuentran distintas variables climáticas (**Tabla 3**), las cuales son obtenidas de las estaciones climatológicas cercanas al sitio de estudio, en donde se interpoló para obtener datos con resolución de 1km² (Saha *et al.*, 2010).

Tabla 3. Variables climáticas disponibles para el estudio presente, los datos se encuentran por día desde 1979 hasta el 2014 (Saha et al., 2010)

Variable	Unidades
Temperatura	Grados Celsius (°C)
Precipitación	Milímetros (mm)
Viento	Metros por segundo (m/s)
Radiación solar	MegaJoules por metro cuadrado (MJ/m ²)

Las variables se encontraron en datos **por día**, por lo que se procesaron para obtener los valores promedios, máximos y mínimos por mes. Estas variables con valores mensuales se consideraron como variables rápidas (**Tabla 4**), ya que su cambio es notable de un mes a otro e inclusive de un día a otro. Estas variables, “rápidas” se utilizaron para observar si los cambios inmediatos tenían un efecto directo sobre las comunidades.

Para el caso de la precipitación se obtuvo, además, datos acumulados para cada uno de los años, así como acumulados para cinco años y diez años (**Tabla 4**). Las cuales se consideraron como variables de legado, debido a que sus efectos sobre la vegetación pueden observarse pasados los años e incluso décadas (Moorhead et al., 1999). Se utilizaron para observar su poder predictivo con los valores del NDVI, relacionando las variables con un desfase de tiempo.

Tabla 4. Variables obtenidas a partir de los datos originales de las variables climáticas del Global Weather for SWAT. Se observa el nombre completo de la variable, la abreviación que será utilizada en los análisis, así como la consideración de tipo de variable, ya sea de cambios rápidos o de legado.

Variable	Abreviación en análisis	Tipo
Precipitación acumulada de cinco años	Pacum_fiveyr	De legado
Precipitación acumulada de diez años	Pacum_tenyrr	De legado
Precipitación total del año previo a la imagen	Ptot_last_yr	De legado
Precipitación total de dos años antes a la imagen	Ptot_twoyr_ago	De legado
Precipitación total de tres años antes a la imagen	Ptot_threeyr_ago	De legado
Precipitación total de cuatro años antes a la imagen	Ptot_fouryr_ago	De legado
Precipitación total de cinco años antes a la imagen	Ptot_fiveyr_ago	De legado
Precipitación total de seis años antes a la imagen	Ptot_sixyr_ago	De legado
Precipitación total de siete años antes a la imagen	Ptot_sevenyr_ago	De legado
Precipitación total de ocho años antes a la imagen	Ptot_eightyr_ago	De legado
Precipitación total de nueve años antes a la imagen	Ptot_nineyr_ago	De legado

Precipitación total de diez años antes a la imagen	Ptot_tenyr_ago	De legado
Precipitación total del mes previo a la imagen	Ptot_ant	Rápida
Precipitación máxima del mes previo a la imagen	Pmax_ant	Rápida
Precipitación promedio del mes previo a la imagen	Pprom_ant	Rápida
Intensidad solar promedio del mes previo a la imagen	Sprom_ant	Rápida
Intensidad solar mínima del mes previo a la imagen	Smin_ant	Rápida
Intensidad solar máxima del mes previo a la imagen	Smax_ant	Rápida
Intensidad de viento máxima del mes previo a la imagen	Wmax_ant	Rápida
Intensidad de viento promedio del mes previo a la imagen	Wprom_ant	Rápida
Intensidad de viento mínima del mes previo a la imagen	Wmin_ant	Rápida
Temperatura mínima promedio del mes previo a la imagen	Tmin_prom_ant	Rápida
Temperatura máxima del mes previo a la imagen	Tmax_ant	Rápida
Temperatura mínima del mes previo a la imagen	Tmin_ant	Rápida
Temperatura máxima promedio del mes previo a la imagen	Tmax_prom_ant	Rápida

Datos espaciales

Se obtuvieron imágenes de los satélites de la serie **Landsat**, las cuales se obtuvieron de la plataforma Earth Explorer del USGS (U.S Geological Survey, 2019) con una cobertura de nubes variable, considerando únicamente que el sitio de estudio fuera visible. Se realizó un catálogo de imágenes abarcando 47 años, desde 1972 hasta 2019, tomando dos temporadas al año, fin de temporada de secas entre los meses de Abril – Mayo, y en algunos casos de finales del mes de Marzo, y fin de temporada de lluvias de Noviembre – Diciembre.

Preprocesamiento

Las partículas suspendidas en la atmósfera pueden cambiar los datos registrados por los sensores en el momento de la adquisición de la imagen, por lo que las imágenes fueron **preprocesadas** realizando una corrección atmosférica y conversión de los valores de números digitales de cada pixel a valores de reflectancia (Lillesand, Kiefer y Chipman, 2004; Chander *et al.*, 2009; Khorram *et al.*, 2016).

La **corrección atmosférica** consiste en eliminar el efecto de aerosoles y nubes, y la **conversión de los números digitales** a reflectancia consiste en dos pasos, el primero es la conversión de números digitales a radianza y posteriormente a reflectancia (Khorram *et al.*, 2016). Estas correcciones se realizaron siguiendo el método descrito por Chander *et al.*, (2009) y se implementaron con el Software QGIS versión 3.4 Madeira (QGIS Development Team, 2018), y el entorno de programación Python 3.0.

Procesamiento digital de imágenes

Para cada imagen obtenida se realizó el cálculo del índice de vegetación de diferencia normalizada (por sus siglas en ingles **NDVI**), el cual toma valores entre -1 y +1, los valores positivos corresponden a zonas con vegetación, se calcula mediante las siguientes **fórmulas**: (Lillesand, Kiefer y Chipman, 2004; Khorram *et al.*, 2016; Yengoh *et al.*, 2016)

$$NDVI_{L1-L7} = \frac{\rho_4 - \rho_3}{\rho_4 + \rho_3}$$
$$NDVI_{L8} = \frac{\rho_5 - \rho_4}{\rho_5 + \rho_4}$$

donde: p se refiere a la banda del satélite, y el subíndice indica el número de banda correspondiente. Para los satélites Landsat 1 al Landsat 7 se utilizó la primera fórmula, para Landsat 8 se utilizó la segunda debido a variaciones en las bandas entre satélites. Este índice se realizó mediante el lenguaje de programación Python versión 3.0.

Análisis estadísticos

Por cada objetivo, se usó un análisis estadístico diferente (Figura 6).

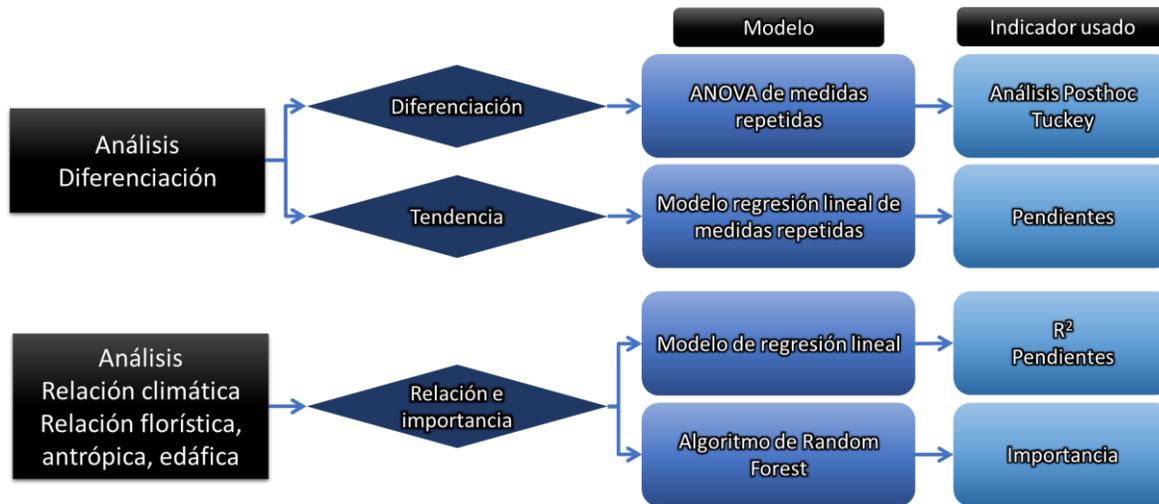


Figura 6. Esquema general del análisis estadístico. Se mencionan los análisis a realizar para lograr responder a las preguntas de investigación y por tanto a los objetivos del proyecto.

Diferenciación y tendencia

Al obtener los valores del NDVI para cada una de las imágenes, se extrajeron los valores a nivel de los píxeles que cubren cada uno de los transectos considerando su ubicación geográfica. Se le asignó el valor de un píxel a cada transecto, siempre y cuando el transecto estuviera abarcando más del 80% del píxel. Para los casos en los que los transectos abarcaron dos píxeles, se realizó el promedio del valor de los píxeles, obteniendo un solo valor para el transecto. Con ello se obtuvo la variación de NDVI de 47 años para cada uno de los 48 transectos.

Con el fin de conocer si las diferentes comunidades vegetales detectadas en el estudio de Hernández Valdez, (2018) difieren también en los valores de NDVI a través del tiempo, se agruparon los transectos según su comunidad vegetal y grado de disturbio antrópico (variable predictora) y se corrió un ANOVA de medidas repetidas de sus valores NDVI (variable de respuesta). Al encontrarse diferencias significativas, se realizó un análisis *post hoc* Tukey, para lo cual se usó el paquete “agricolae” (de Mendiburu, 2019) del lenguaje de computo estadístico R dentro del IDE RStudio (R Development Core Team, 2018).

Posteriormente para evaluar posibles tendencias generales de NDVI a través del tiempo, se realizó un modelo de regresión lineal de medidas repetidas. Se evaluó el coeficiente de la pendiente, teniendo uno de los tres escenarios: sin tendencia general (pendiente no estadísticamente diferente de 0); incremento (pendiente positiva) o decremento (pendiente negativa) (Faraway, 2009; Zuur *et al.*, 2009).

Relación de NDVI con variables climáticas

Los datos climáticos por fecha fueron asignados a cada uno de los transectos de la zona de estudio. Estos datos no presentaron variación espacial únicamente temporal, es decir, todos los transectos contaban con los mismos valores para cada una de las variables climáticas.

Para conocer la relación entre las variables climáticas y el NDVI se realizaron modelos de regresión simple uni-variados, donde se evaluó el coeficiente de determinación (R^2) para saber el porcentaje de variación explicada por cada una de las variables climáticas. Asimismo, se observó el valor de la pendiente para cada uno de los modelos con el fin de conocer el efecto general a través del tiempo (pendiente positivo o negativa) de la variable climática sobre la variable de respuesta (NDVI) (Faraway, 2009). Para este fin, se asumió una relación lineal entre las variables predictoras (climáticas) y la variable de respuesta (NDVI), para deducir la dirección del efecto sobre la variación de la vegetación, disminución, aumento o status quo (Yengoh *et al.*, 2016).

Para conocer cual o cuales variables tuvieron mayor efecto sobre la variable de respuesta considerando relaciones multivariadas e interacciones, se realizó el algoritmo de análisis multivariado de machine learning Random Forest, o Bosques aleatorios, aplicado a regresión (Liaw y Wiener, 2002).

Este algoritmo forma parte de la Inteligencia Artificial, rama de la ciencia de la computación que utiliza datos conocidos para predecir o responder a comportamientos futuros (Mitchell, 1997; Paluszek y Thomas, 2017; Sarkar, Bali y Sharma, 2018). El aprendizaje es automático, ya que la computadora utiliza los datos de entrada y resultados conocidos para aprender patrones en los datos y

construir un modelo análogo a un programa de computadora, buscando predecir el resultado para nuevos datos de entrada (Bonaccorso, 2018; Sarkar, Bali y Sharma, 2018).

Así un programa de computadora aprende de la experiencia con respecto a una tarea y su desempeño al realizarla (Mitchell, 1997). La tarea es el problema que se quiere resolver, generalmente basada en el proceso o flujo de trabajo que el sistema debe seguir para operar en conjuntos de datos o muestras. Ejemplos claros de tareas llevadas a cabo por computadoras pueden ser la clasificación o categorización, regresión, detección de anomalías, traducción, transcripción, agrupamiento o clustering, anotaciones estructuradas, entre otras (Mitchell, 1997; Sarkar, Bali y Sharma, 2018).

El algoritmo Random Forest o Bosques Aleatorios construye una serie de “árboles de decisión”, donde cada uno utiliza de manera independiente un subconjunto diferente de variables predictoras. Además, cada nodo de decisión se divide utilizando el mejor predictor entre el subconjunto elegido al azar, y al final se obtiene cual o cuales son las variables con mayor importancia para predecir la variable de respuesta. Este método, es mejor en comparación con otros algoritmos, ya que puede evaluar una gran cantidad de variables en un solo análisis, además se considera robusta contra el sobreajuste (Breiman, 2001; Liaw y Wiener, 2002).

Para este algoritmo se permutaron 500 árboles, con un total de 1000 iteraciones, es decir, se realizaron 500 árboles en cada iteración, además de realizar la optimización del hiperparámetro “mtry”, el cual especifica el número de variables óptimas a evaluar en cada árbol permutado (**Anexo 4**). Esto se llevó a cabo con el paquete “randomForest” (Liaw y Wiener, 2002) del software de cómputo estadístico R (R Development Core Team, 2018).

Relación de NDVI con variables florísticas, edáficas y antrópicas

Se consideraron los 36 transectos del estudio de Hernández Valdez, (2018), los cuales caracterizó su composición florística, características del suelo de manera detallada así como indicadores de presencia antrópica.

Debido a que se evaluó la relación de la variación del NDVI con variables florísticas, edáficas o antrópicas, se eliminó la agrupación realizada en apartados anteriores. De esta manera, se aumenta el tamaño de muestra y el gradiente que cubren las variables predictoras, lo que mejora el desempeño de modelos lineales (Faraway, 2009). Dado que las variables predictoras fueron tomadas entre los años 2017 y 2018, los valores de NDVI asignados a cada transecto fueron los promedios de los píxeles para los mismos años, esto con el fin de reflejar el efecto de las variables predictoras en el tiempo que fueron tomadas.

Al tener asignados los valores de NDVI correspondientes para cada transecto, se siguió el método descrito en el apartado de “Relación de NDVI con variables climáticas”.

Resultados

Diferenciación de comunidades por grado de disturbio antrópico

Las comunidades vegetales se diferenciaron significativamente con base al NDVI en el siguiente orden: bosque sin disturbio antrópico (bosque), bosque con disturbio antrópico (poco disturbio), vegetación de transición conformada por especies de matorral y encinos con actividad ganadera (ganado), matorral secundario con actividad ganadera e historial de uso agrícola (ganado + milpa) (ANOVA de medidas repetidas + *posthoc Tukey*, $p < 0.05$) (**Figura 7**).

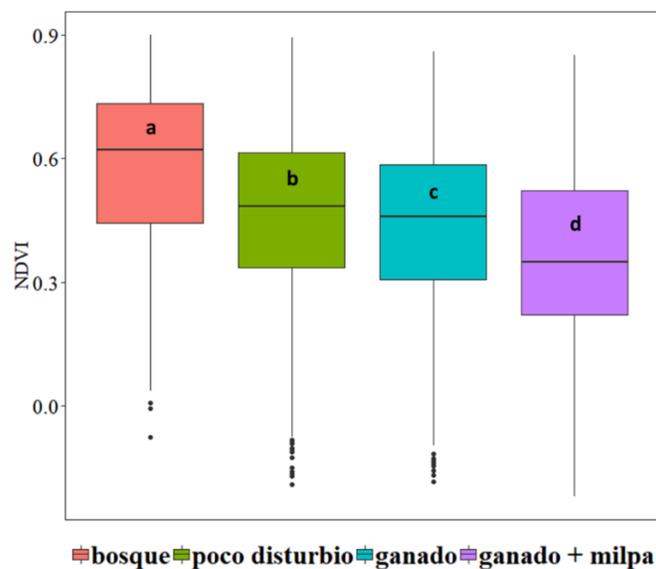


Figura 7. NDVI calculado para 47 años de imágenes LANDSAT de cuatro comunidades vegetales originadas por diferentes grados de disturbio antrópico en un encinar. Grupos con letras sin compartir son significativamente diferentes (Tukey, $p < 0.05$).

Los valores más altos correspondieron a la comunidad de bosque sin disturbio antrópico (bosque), y los más bajos a la comunidad de matorral secundario con actividad ganadera e historial de uso agrícola (ganado + milpa), asimismo se pueden observar picos y descensos en los valores de NDVI para cada uno de los grupos, los cuales se dan en lapsos de aproximadamente 8 ± 2 años (**Figura 8**).

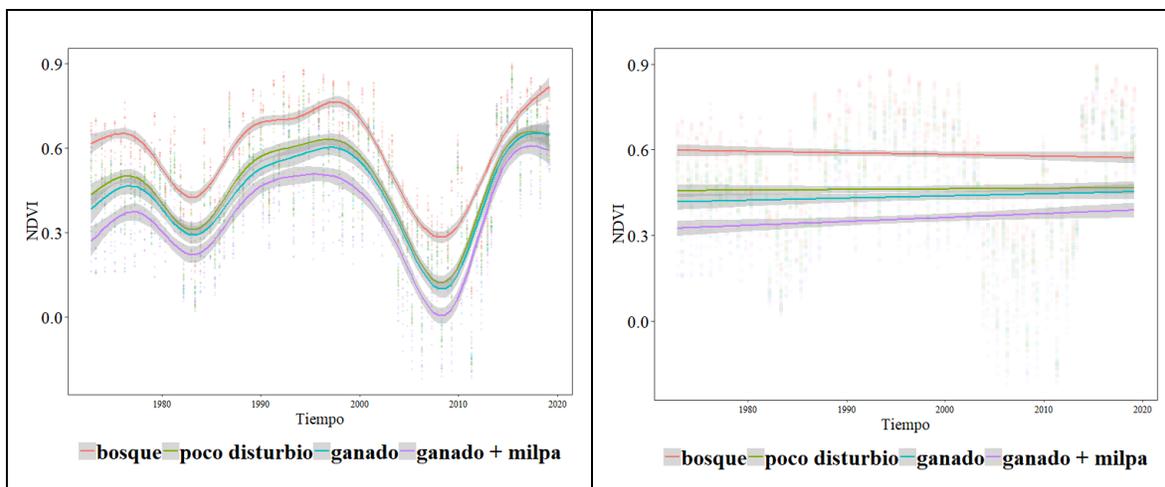


Figura 8. Variación y tendencia de los valores de NDVI en función del tiempo, cada color representa cada uno de los grupos o clases. Las franjas grises semitransparentes representan los intervalos de confianza al 95%. El panel izquierdo representa las variaciones y periodicidad de las cuatro comunidades, a los valores se les ajusto un modelo GAM para que la visualización fuese más clara. El panel derecho representa la tendencia de acuerdo a un modelo ancova lineal simple.

Los modelos lineales simples (ANCOVA) demuestran que la comunidad de matorral secundario con actividad ganadera e historial de uso agrícola (ganado + milpa), presentó una pendiente significativamente positiva ($3.75e-06$, $p < 0.05$), . Los demás grupos no presentaron tendencia significativa ($p > 0.05$) (**Figura 8**).

Relación e influencia de variables climáticas sobre el NDVI

La variable climática con mayor poder predictivo fue la precipitación acumulada de cinco años, con valores de coeficiente de determinación R^2 que osciló entre 0.35 para el matorral secundario con ganadería y agricultura y 0.39 para el bosque sin disturbio antrópico. Asimismo, los valores de las pendientes están en un rango de -0.117 y -0.131, el valor más cercano a 0 pertenece a la clase de bosque, y el más alejado de 0 pertenece al grupo de ganado + milpa (**Figura 9, Anexo 2 y Anexo 3**).

Todas las variables climatológicas se correlacionaron significativamente con el NDVI ($p < 0.05$) para las comunidades de bosque con presencia de disturbio antrópico (poco disturbio o poca actividad), vegetación de transición con actividad ganadera (ganadería) y matorral secundario con actividad ganadera e historial de uso agrícola (ganado + milpa). En cambio, para el grupo de bosque sin presencia de disturbio antrópico (bosque) ocho variables no se relacionaron significativamente con los valores de NDVI (**Figura 9, Anexo 2, Anexo 3**).

Los valores de las pendientes de la comunidad de la comunidad de matorral secundario con actividad ganadera e historial de uso agrícola (ganado + milpa), milpa fueron las más inclinadas, para el bosque sin disturbio fueron más bajos, las otras dos comunidades presentaron valores similares (**Figura 9, Anexo 2, Anexo 3**).

Las tres comunidades con disturbio presentaron relaciones significativas tanto para variables de legado como rápidas, para el matorral secundario con actividad ganadera e historial de uso agrícola (ganado + milpa), las primeras seis variables son de legado, y posteriormente son variables rápidas. Para el caso del grupo de bosque sin disturbio se presentaron relaciones significativas ($p < 0.05$) con 11 variables de legado y seis variables rápidas, siendo las variables de legado las que influenciaron más a la variable de respuesta NDVI (valores de pendiente y R^2 más altos) (**Figura 9, Anexo 2, Anexo 3**).

En general, el NDVI para el bosque sin disturbio, responde en mayor medida a variables de legado relacionadas con precipitación, y en menor medida a variables rápidas. En cambio, el NDVI de los otros tres grupos tiene relación significativa, tanto para variables rápidas como de legado (**Figura 9, Anexo 2, Anexo 3**).

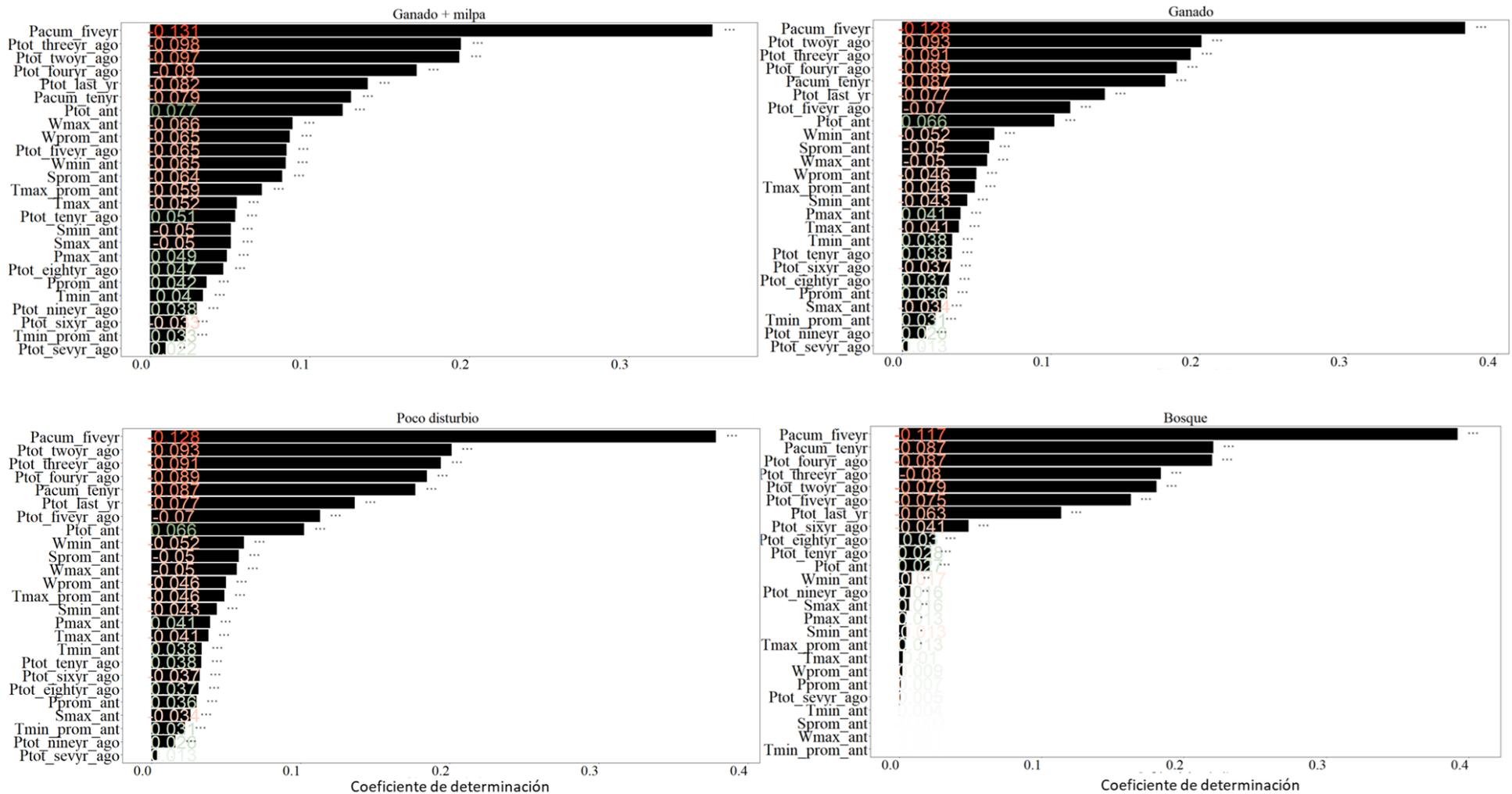


Figura 9 Regresiones lineales simples del NDVI de cada grupo con cada una de las variables climáticas analizadas. Las barras representan los valores del coeficiente de determinación R^2 . La presencia de * indica relaciones significativas (** $p < 0.001$, ** $p < 0.05$, * $p < 0.01$), dentro de cada una de las barras se encuentra el valor correspondiente a la pendiente de la relación lineal de cada variable con la variable de respuesta, los valores positivos se encuentran coloreados de verde y los negativos de rojo. Para observar los gráficos de dispersión con líneas de tendencia, así como las tablas de los modelos lineales consultar Anexo 2 y Anexo 3. Abreviaciones según la Tabla 4.

De igual manera, en el algoritmo de bosques aleatorios, la variable con mayor poder predictivo fue la precipitación acumulada de cinco años (**Tabla 5** y **Figura 10**), corroborándose lo obtenido en los modelos lineales simples.

Tabla 5. Variables climáticas de mayor importancia en la predicción de los valores de NDVI para cada uno de los grupos de acuerdo al método multivariado Random Forest.

Ganadería + milpa	Ganadería	Poca actividad	Bosque
Precipitación acumulada de 5 años (Pacum_fiveyr)	Precipitación acumulada de 5 años (Pacum_fiveyr)	Precipitación acumulada de 5 años (Pacum_fiveyr)	Precipitación acumulada de 5 años (Pacum_fiveyr)
Precipitación total del mes previo a la imagen (Ptot_ant)	Precipitación total del mes previo a la imagen (Ptot_ant)	Temperatura mínima del mes anterior (Tmin_ant)	Intensidad solar máxima del mes previo (Smax_ant)
Precipitación total de ocurrida dos años antes de adquisición de imagen (Ptot_twoyr_ago)	Temperatura mínima del mes anterior (Tmin_ant)	Precipitación total del mes previo a la imagen (Ptot_ant)	Precipitación total de ocurrida dos años antes de adquisición de imagen (Ptot_twoyr_ago)

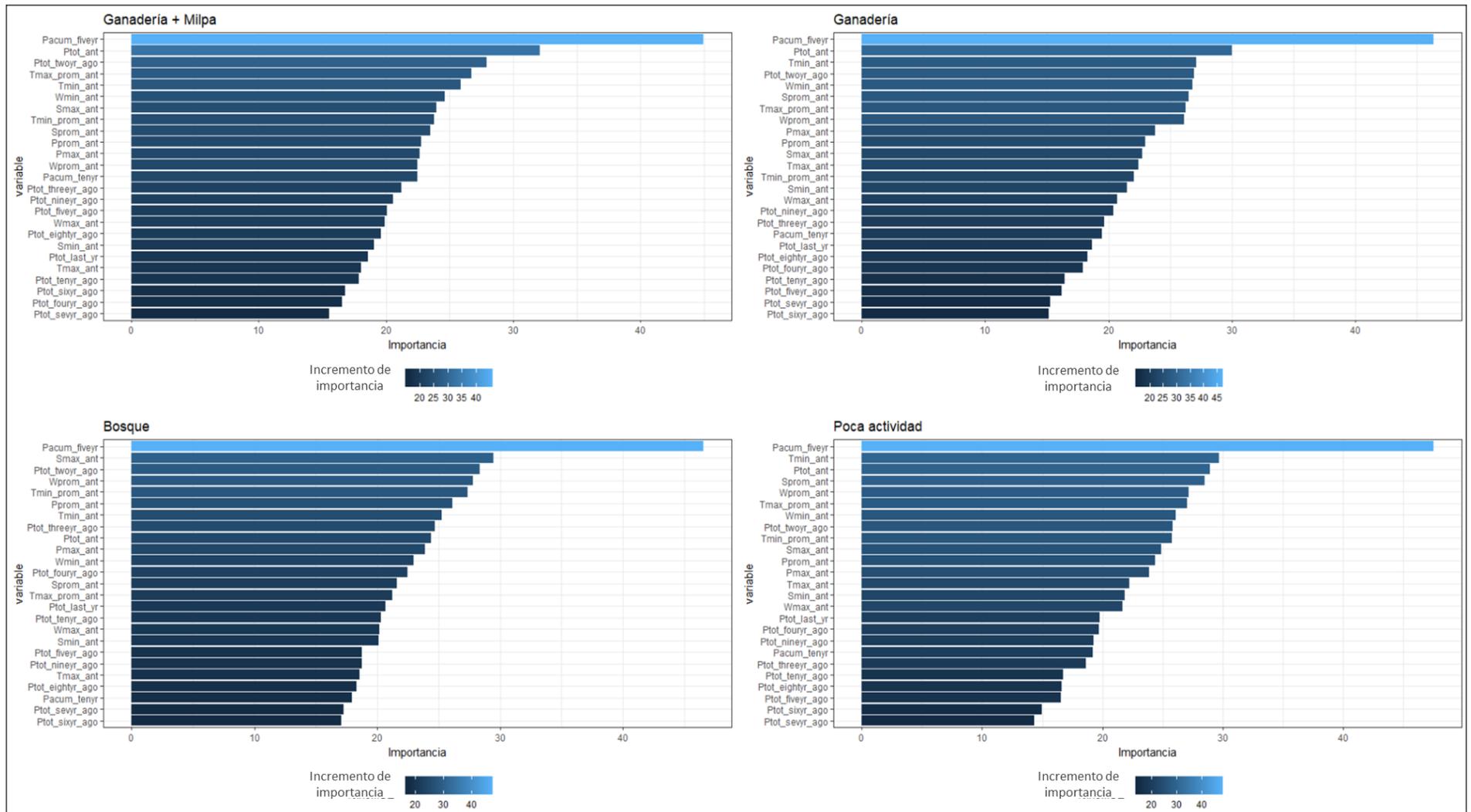


Figura 10. Gráfico de importancias obtenido a partir del algoritmo de Random Forest o Bosques aleatorios para cada uno de los grupos. Las barras representan los valores de importancia ordenados de mayor a menor. La disminución en saturación de color azul indica incremento en la importancia, la variable con una tonalidad azul cielo es la que presenta mayor importancia. La importancia es obtenida mediante el cálculo inverso de la disminución del error.

Relación, efecto e importancia de variables florísticas, edáficas y antrópicas los valores de NDVI

Se observó una relación significativa ($p < 0.05$) del NDVI con 11 de las 19 variables evaluadas. Las variables relacionadas con aspectos florísticos tuvieron un efecto positivo sobre la variable de respuesta, excepto la abundancia de especies con folíolos pequeños (Abun_fol_peq). Las variables relacionadas con aspectos antrópicos tuvieron un efecto negativo sobre el NDVI, y las edáficas presentaron tanto relaciones negativas como positivas (**Figura 11**).

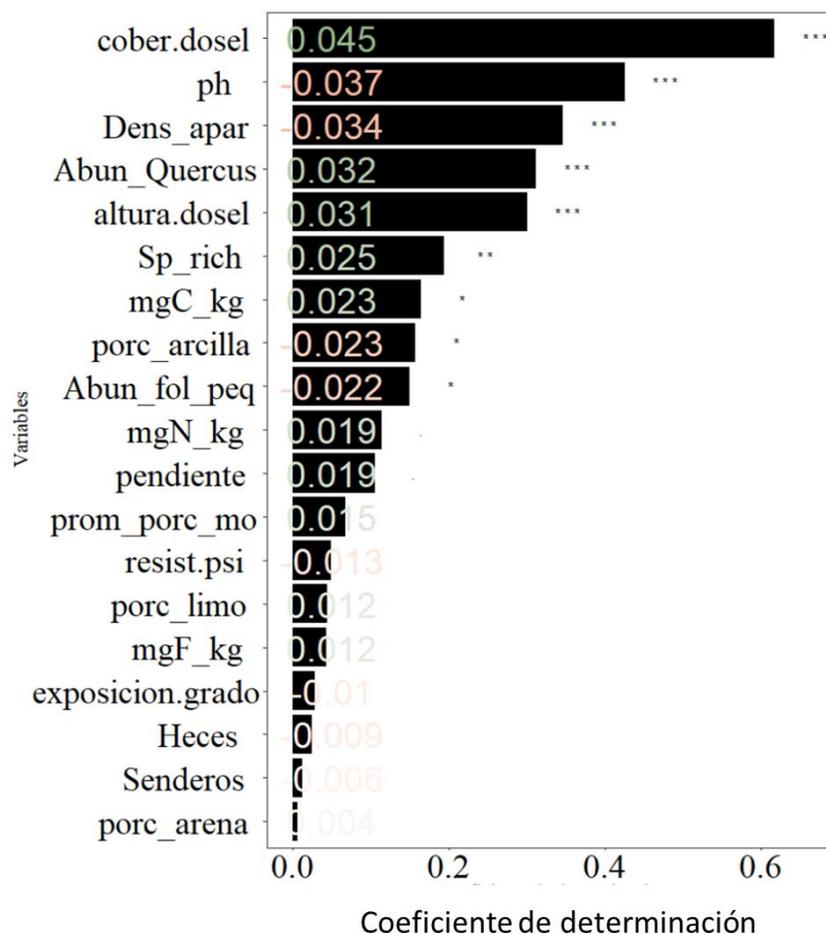


Figura 11. Coeficientes de determinación (R^2) de regresiones lineales univariadas de variables florísticas, edáficas y antrópicas con NDVI en 36 transectos en un encinar con disturbios antrópicos. La significancia está representada con * (** $p < 0.001$, ** $p < 0.05$, * $p < 0.01$), los valores dentro de las barras corresponden a las pendientes, siendo los de color verde las pendientes con efectos positivos y las de color rojo negativos.

Al analizar los valores de importancia con bosques aleatorios (**Figura 12**) de las mismas variables se confirmó su importancia.

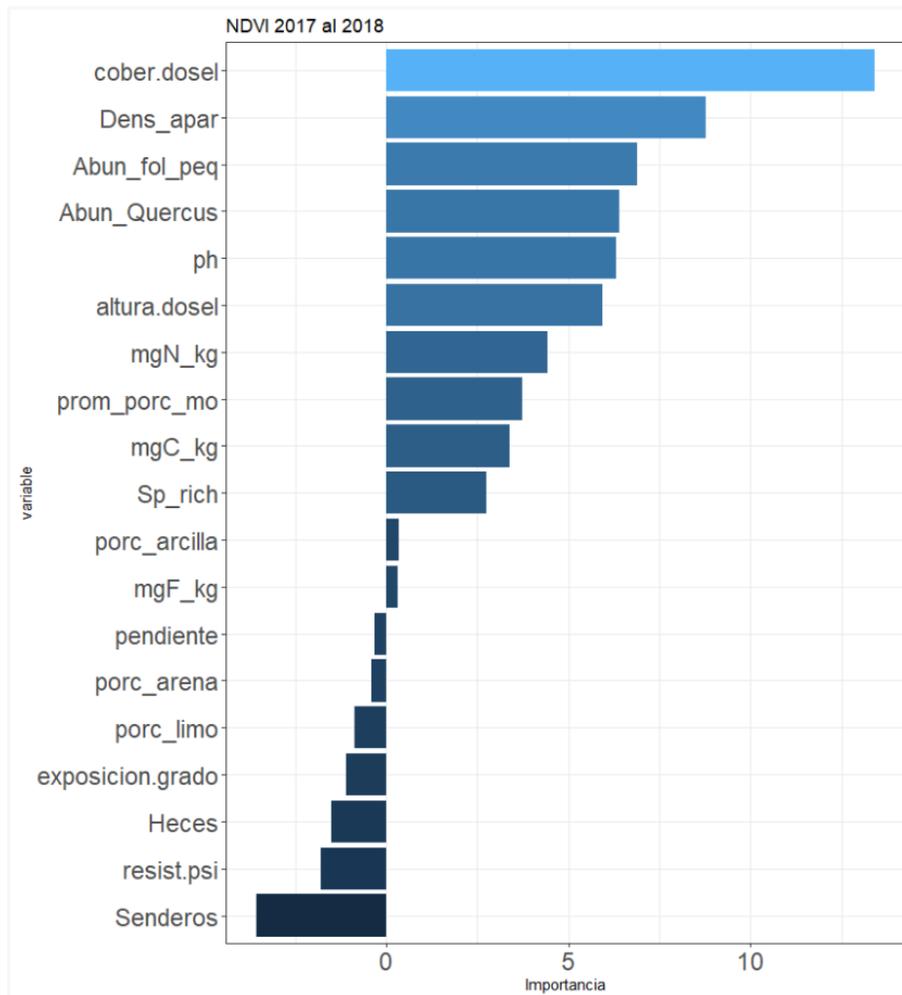


Figura 12. Importancia de las variables ambientales y florísticas en 36 transectos en un pinar con disturbios antrópicos según el algoritmo de Random Forest aplicado a regresión, cada una de las barras representa la importancia (disminución de error) de cada una de las variables, es decir su efecto sobre la variable de respuesta NDVI. La disminución en saturación de color indica un incremento en la importancia de las variables.

Discusión

Diferencias entre comunidades con distinto grado de disturbio

Los resultados obtenidos muestran una separación de las comunidades por grado de disturbio antrópico, como lo encontrado por Durante, Oyonarte y Valladares, (2009) al analizar los valores de NDVI de comunidades vegetales con distinto tipo de manejo. Ésta separación se debe a que la actividad fotosintética de la vegetación se reduce considerablemente conforme el disturbio es más severo, ya que afecta directamente la respuesta fenológica de la vegetación (Badeck *et al.*, 2004; Folke *et al.*, 2010; Cui *et al.*, 2013; Novo-fernández *et al.*, 2018).

Estas diferencias en el grado de disturbio antrópico e historial de uso han definido la composición y estructura de la vegetación actual (Hernández Valdez, 2018). Con ello, es evidente que el tipo de manejo, grado e historial de disturbios antrópicos están sumamente relacionadas con las dinámicas y aspectos funcionales de la vegetación (Shilong *et al.*, 2004; Durante, Oyonarte y Valladares, 2009; Stuart Chapin, Matson y Vitousek, 2012; Novo-fernández *et al.*, 2018).

Los disturbios antrópicos generan parches irregulares con distinta composición a la comunidad previa al disturbio, además de tener su propia funcionalidad y dinámicas (Badeck *et al.*, 2004; Shilong *et al.*, 2004; Pettorelli *et al.*, 2005; Turner, 2010).

Variación, tendencia y estabilidad de los valores de NDVI de las comunidades vegetales con distinto grado de disturbio

En el tiempo analizado, de casi medio siglo, se encontró periodicidad en la productividad de la vegetación, medida a través del NDVI, con picos y descensos similares en todos los grupos, lo cual puede ser un indicativo de diferencias temporales en la producción de la vegetación (Telesca y Lasaponara, 2006; Durante, Oyonarte y Valladares, 2009).

Las tendencias en tres de las comunidades (comunidad de transición con actividad ganadera, bosque con disturbio y bosque sin disturbio) no fueron significativas, por lo que las comunidades se han mantenido estables a pesar de las variaciones temporales y estacionales observadas (Turner, 2010; Stuart Chapin, Matson y Vitousek, 2012).

Los valores más altos en NDVI corresponden a vegetación madura con alta actividad fotosintética, y al no presentar pendiente indica que no ha habido cambios drásticos durante el periodo evaluado (Pettorelli *et al.*, 2005; Cui *et al.*, 2013). En este sentido, la zona de bosque sin indicio de actividad antrópica obtuvo los valores más altos en NDVI, y a pesar de las fluctuaciones por recambios de especies, impactos y dinámicas que se llevan a cabo de manera natural, no ha se modificado su producción y funcionalidad en los últimos 50 años.

Por otro lado, el sitio con mayor impacto presentó una tendencia positiva hasta la fecha, lo que corresponde a una etapa de crecimiento de la vegetación o como en este caso, de regeneración, al ser un sitio con un mayor impacto inicial (Díaz-Delgado *et al.*, 2002; Pettorelli *et al.*, 2005; Pettorelli, Safi y Turner, 2014). Dicha direccionalidad pudo originarse a partir de que la actividad agrícola dejó de ser rentable para los propietarios y dio paso al desarrollo solamente de ganadería (Hernández Valdez, 2018).

Los procesos sucesionales en paisajes mosaico con actividad agrícola presentan dinámicas similares. Con el tiempo las áreas agrícolas se vuelven improductivas con altos costos de mantenimiento debido a la pérdida de fertilidad del suelo y mayor invasión de plantas leñosas y / o herbáceas, por lo que terminan siendo abandonadas. Con ello comienza un proceso de regeneración natural, el cual es gradual, como lo observado en el presente estudio (Jiang *et al.*, 2011; Vale *et al.*, 2018).

Asimismo, se ha señalado que valores bajos de NDVI pertenecen a comunidades vegetales degradadas, siendo similar a lo encontrado para la comunidad vegetal con historial de uso agrícola y posterior uso ganadero (Pettorelli *et al.*, 2005; Cui *et al.*, 2013; Pettorelli, Safi y Turner, 2014).

De acuerdo a los resultados obtenidos, el monitoreo del NDVI a través del tiempo es un medidor indirecto de estabilidad o inestabilidad de la dinámica de la vegetación, donde los sitios con historial de mayor impacto presentan una cierta inestabilidad que tiende a una posible regeneración (Telesca y Lasaponara, 2006).

Variables climáticas responsables de la variación y dinámicas temporales del NDVI

Actualmente ante las variaciones climáticas y la pérdida de biodiversidad, la necesidad de entender y predecir la respuesta de los ecosistemas ha incrementado, debido a que influyen sobre aspectos funcionales de la vegetación, como productividad (Braswell *et al.*, 1997; Badeck *et al.*, 2004; Telesca y Lasaponara, 2006; Gu *et al.*, 2007; Durante, Oyonarte y Valladares, 2009; X. Wang *et al.*, 2011).

En este caso, se evaluó la relación entre variables climáticas de legado referidas a precipitación, así como variables rápidas como temperatura, intensidad solar y viento, encontrado que la precipitación tuvo la mayor relación significativa con el NDVI, así como valores más altos en coeficiente de determinación. La precipitación es determinante de la distribución espacial y temporal de la vegetación (Shilong *et al.*, 2004; J. Wang *et al.*, 2011; Zhu *et al.*, 2016; Wan *et al.*, 2019). Esto debido a que afecta directamente al crecimiento y fisiología vegetal condicionando su actividad (Mingjun *et al.*, 2007; Zhao *et al.*, 2007).

Sin embargo, la relación de NDVI con la precipitación ha sido reportada con **efectos positivos** y con un poder explicativo que no supera el 0.5 (Paruelo y Lauenroth, 1998; Potter y Brooks, 1998; O'Connor, Haines y Snyman, 2001; Kerr y Ostrovsky, 2003; Shilong *et al.*, 2004; Gu *et al.*, 2007; Fensholt y Rasmussen, 2011; X. Wang *et al.*, 2011; Xu, Yang y Chen, 2016). En San Luis Potosí, incluida la zona

estudiada se reportan, de igual manera, relaciones positivas con la precipitación (Ichii, Kawabata y Yamaguchi, 2002).

En contraste, la mayoría de nuestras variables referidas a precipitación presentaron relación negativa con el NDVI para todas las comunidades. El valor de coeficiente de determinación se encontró alrededor de 0.10 y 0.05.

Al considerar la precipitación acumulada durante 5 y 10 años se observó un efecto lineal negativo con el NDVI. Para el estudio, no se tiene una explicación de dicho fenómeno, de la misma manera que en otros estudios (Lauenroth y Sala, 1992; Long *et al.*, 2010). Asimismo, al analizar la relación de las variaciones de NDVI con uno, dos y hasta cinco años previos de precipitación, a pesar de considerarse como variables de legado, se observan relaciones negativas para todas las comunidades.

En este sentido se ha reportado que dependiendo del tipo de vegetación presente, los efectos positivos de la precipitación en la producción vegetal no son observables sino hasta después de 4, 7 o 10 años (Evans *et al.*, 2011; Collins *et al.*, 2012).

Esto se debe a efectos de legado de la precipitación (Lauenroth y Sala, 1992; Long *et al.*, 2010; Sala *et al.*, 2012), donde la vegetación aún se encuentra respondiendo a precipitaciones pasadas. Por tanto, el crecimiento y la productividad primaria que se observan en un periodo de tiempo determinado se debe a la precipitación ocurrida en años e incluso décadas pasadas (Moorhead *et al.*, 1999; O'Connor, Haines y Snyman, 2001; Sala *et al.*, 2012).

Este efecto de legado se observa al analizar la relación del NDVI con la precipitación ocurrida seis, siete, ocho, nueve y diez años previos a la toma de la imagen. Ya que los efectos de dichas variables de legado son positivos, aunque la variación explicada del NDVI está por debajo del 10%.

Además de las relaciones y efectos de la precipitación como variable de legado, se evaluó, también, la relación de NDVI con variables rápidas como temperatura, intensidad solar y viento.

Para el caso de la temperatura se observaron efectos positivos con respecto a la temperatura mínima, y negativos con la máxima. Esta última relación ha sido descrita en condiciones de sequías (Yengoh *et al.*, 2016) y en zonas áridas y semiáridas durante los meses o años más calurosos (Braswell *et al.*, 1997; Durante, Oyonarte y Valladares, 2009).

Los efectos negativos se dan debido a que al incrementar la temperatura, sobrepasando los límites de resistencia de la vegetación se pueden desnaturalizar las proteínas, de importancia en la cadena de transporte de electrones, y frenar procesos bioquímicos, disminuyendo la productividad de la vegetación (Badeck *et al.*, 2004; Peterson *et al.*, 2007; M Daniel *et al.*, 2008; Daniel y Danson, 2013); además, de retrasar el crecimiento de la vegetación por el estrés hídrico (Braswell *et al.*, 1997; Potter y Brooks, 1998).

La relación de la intensidad solar con el NDVI mostró efectos negativos para todas las comunidades, esto debido a que los incrementos o picos de mayor intensidad solar pueden provocar fotoinhibición, fenómeno que se define como una disminución en la eficiencia de la conversión de la energía solar en la fotosíntesis (Demmig-Adams y Adams, 2003; Murata *et al.*, 2007; Tyystjärvi, 2013; Huang *et al.*, 2015) al verse afectado el transporte de electrones en el fotosistema II (PSII) (Murata *et al.*, 2007; Tyystjärvi, 2013).

Otra variable analizada fue el viento, con la que también se encontró una relación negativa para las cuatro comunidades. Esta relación queda ambigua, ya que se desconoce si se genera un sesgo en las mediciones de NDVI por el sensor, debido a un aspecto físico – mecánico, dado que una alta intensidad de viento puede provocar un movimiento en la superficie foliar, sin embargo, aún no se ha reportado nada al respecto.

Una explicación al efecto negativo del viento es la relación indirecta con la liberación de polen, ya que los incrementos en la intensidad de viento generan una mayor movilidad de las estructuras reproductivas vegetales permitiendo una mayor liberación de polen. La cual, al ser una partícula grande genera efectos de dispersión, reflexión y absorción, afectando la incidencia de radiación solar y, por tanto, los valores de reflectancia de la vegetación (Fernández-Rodríguez *et al.*, 2016; González-Naharro *et al.*, 2019).

Papel del grado de disturbio en la respuesta del NDVI a variables climáticas

Los resultados demostraron que la respuesta del NDVI a las variables climáticas depende de las comunidades presentes, además del grado de disturbio (Telesca y Lasaponara, 2006; Gu *et al.*, 2007; Fabricante, Oesterheld y Paruelo, 2009). Esto demuestra la importancia de realizar una discriminación de las comunidades vegetales incorporando el historial de uso o grado de disturbio, ya que si únicamente se evaluaran las relaciones de variables climáticas con la vegetación, se tendría una explicación incompleta de las dinámicas de la vegetación, generando interpretaciones erróneas e insatisfactorias (Durante, Oyonarte y Valladares, 2009).

Las variaciones climáticas junto con actividades humanas cambian la distribución y composición de especies, por tanto deben evaluarse en conjunto (Braswell *et al.*, 1997; Gu *et al.*, 2007; Wan *et al.*, 2018, 2019). Ya que la susceptibilidad, resiliencia y resistencia de las comunidades vegetales a disturbios naturales, antrópicos y variaciones climáticas depende del historial de uso, manejo y grado de disturbio antrópico (Renschler *et al.*, 2010; Cui *et al.*, 2013; Yengoh *et al.*, 2016).

Las zonas con mayor disturbio, o compuesta por matorral y pastizal, presentan una mayor sensibilidad a las fluctuaciones climáticas de variables de cambio rápido (Durante, Oyonarte y Valladares, 2009; Folke *et al.*, 2010; J. Wang *et al.*, 2011; Stuart Chapin, Matson y Vitousek, 2012; Butt *et al.*, 2016; Stuart-Haëntjens *et al.*, 2018). Esto concuerda con los resultados obtenidos, ya que la comunidad con mayor grado de disturbio presentó más relaciones significativas

tanto con variables catalogadas como rápidas, así como de legado. Por tanto, a pesar de que la vegetación aún se encuentra respondiendo a los efectos de legado de la precipitación, ésta puede ser más susceptible a los cambios rápidos de las variables climáticas como temperatura.

Los ecosistemas menos alterados suelen ser más resistentes y estables a cambios originados por aspectos climáticos (González-Espinosa *et al.*, 1991; Pulido, 2002; López-Barrera *et al.*, 2006; Durante, Oyonarte y Valladares, 2009; Stuart Chapin, Matson y Vitousek, 2012). Para los bosques conservados compuestos por encinos, la resistencia y resiliencia es mayor debido a su composición (Díaz-Delgado *et al.*, 2002; Stuart-haëntjens *et al.*, 2018).

Lo cual coincidió con lo observado en el bosque sin indicios de actividad antrópica donde el número de variables con efectos significativos fue menor, su efecto fue más bajo, pero con un mayor poder de predicción. Además, esta comunidad sin disturbio antrópico es menos sensible a los impactos ocasionados por las variables rápidas.

Así, las fluctuaciones en variables rápidas tienen un efecto más marcado sobre los sitios con algún grado de disturbio y también responden a los efectos de legado de precipitación, en cambio la comunidad sin disturbio responde en gran medida a los efectos de legado de la precipitación y es más resistente a las variaciones rápidas en las variables climáticas.

Variables florísticas como responsables de la variación de NDVI

Los resultados demostraron que 11 de las 19 variables evaluadas presentaron relaciones significativas. La cobertura de dosel presentó el mayor poder predictivo y efecto positivo en el NDVI, lo que tiene coherencia dado que las mediciones se basan en la superficie foliar y actividad fotosintética (Pettorelli *et al.*, 2005; Najafpour y Pashaei, 2012; Brotosudarmo *et al.*, 2014).

La composición de especies de las zonas con mayor área foliar, está constituida por comunidades de individuos de gran dosel pertenecientes al género *Quercus*, entre otros, por ello su abundancia tiene un efecto positivo sobre el NDVI. En contraste con la comunidad de matorral secundario, en donde la superficie de área foliar de sus especies es menor (por ser de foliolos pequeños), y por tanto la relación con la abundancia de dichas especies presenta un efecto negativo.

En este sentido las especies de hojas pequeñas están asociadas a la actividad antrópica debido a que son dispersadas por ganado (Miceli-Méndez, Ferguson y Ramírez-Marcial, 2008), y se las catalogan como especies indicadoras de disturbio, con una alta dominancia y pioneras de vida larga (Calderón de Rzedowski y Rzedowski, 2005; Andrade M *et al.*, 2007).

Al analizar la riqueza de especies se encontró una relación positiva con el NDVI. Lo cual concuerda con la postura de que el incremento de especies favorece la productividad de la vegetación y por tanto la funcionalidad (Hector *et al.*, 1999; Lehman y Tilman, 2000; Tilman *et al.*, 2001; Gillespie, 2005; Pau, Gillespie y Wolkovich, 2012; Fraser *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2016; Huang *et al.*, 2018; Madonsela *et al.*, 2018; Zeller, Liang y Pretzsch, 2018).

Aunque existen estudios que describen lo contrario, explicando que la producción primaria o funcionalidad de las comunidades tienen relación negativa con la riqueza de especies (Lawton, 1994; Oindo y Skidmore, 2002; Ren *et al.*, 2009; Adler *et al.*, 2011; Pouteau, 2018).

Para obtener una mejor aproximación a las variaciones del NDVI, y con ello a la funcionalidad de la vegetación se deben analizar otras variables que tienen efectos directos sobre las comunidades, tal y como son los aspectos edáficos y antrópicos.

Respuesta de la vegetación a las variables edáficas y antrópicas

En este estudio se evaluaron pH, textura del suelo, densidad aparente y algunos nutrientes como el contenido de carbón y nitrógeno tomados por Hernández Valdez, (2018), las cuales presentaron relaciones significativas con el NDVI.

El pH tuvo un efecto negativo sobre el NDVI, lo que implica que suelos alcalinos disminuyen el NDVI. Los suelos alcalinos suelen asociarse a zonas con historial de uso agrícola debido a que la adición de fertilizantes puede modificar los rangos de pH (Day y Ludeke, 1993; Hansen *et al.*, 2017; Huang *et al.*, 2018; Hong, Gan y Chen, 2019).

Los incrementos de pH afectan la disponibilidad de nutrientes como el hierro, manganeso, cobre, zinc y fósforo (Day y Ludeke, 1993; Richter y Markewitz, 2001; Fernández, De María y De Felipe, 2002). Promueve la conversión de amonio en amoníaco, incrementando su volatilización (McKenzie, H, 2003; Jones *et al.*, 2013; Jones, Olson-rutz y McCauley, 2017). Altera el carácter iónico de numerosos compuestos orgánicos afectando su solubilidad (Curtin, Campbell y Jalil, 1998; Narvaes, Palacio y Molina, 2012; Curtin, Peterson y Anderson, 2016; Jones, Olson-rutz y McCauley, 2017), lo cual determina la fertilidad del suelo, el crecimiento de la vegetación y, finalmente la estructura y funcionamiento de ecosistemas terrestres.

De igual forma se analizó la relación y efecto de la textura del suelo sobre el NDVI, donde el porcentaje de arcilla tuvo un efecto negativo sobre el NDVI. La arcilla está asociada a zonas donde la cobertura de dosel es baja y el impacto antrópico es mayor (Hernández Valdez, 2018).

En zonas con historial de uso agrícola el contenido de arcilla es producto de la intemperización del suelo provocada por la remoción de la cobertura vegetal (Yesilonis *et al.*, 2016). Este proceso de intemperización es la paulatina segregación y generación de partículas finas del suelo (FAO, 1999; Yesilonis *et al.*, 2016); las cuales, al ser tan pequeñas favorecen la compactación del suelo (FAO, 1999; Flores y Alcalá, 2007).

Este mismo efecto negativo se observó con la densidad aparente, la cual es una aproximación a la compactación del suelo (Hernández Valdez, 2018). Los incrementos en la compactación del suelo son ocasionados por el pisoteo del ganado, lo cual dificulta el intercambio gaseoso e incrementando la escorrentía, y puede verse reflejado en la disminución de la productividad de la vegetación (Belsky y Blumenthal, 1997; Savadogo, Sawadogo y Tiveau, 2007).

Al relacionar la cantidad de carbono orgánico (SOC) con el NDVI, se encontró un efecto positivo, esto debido a que mejora la estabilidad, porosidad, capacidad de retención de agua, calidad, fertilidad y productividad del suelo (Bernoux y Chevallier, 2014; Yengoh *et al.*, 2016; Laban, Metternicht y Davies, 2018). Promoviendo el crecimiento de la vegetación e incrementando la funcionalidad de las comunidades vegetales y el ecosistema (Tilman, Wedin y Knops, 1996; Tilman, Lehman y Thomson, 1997; Fraser *et al.*, 2015).

Todas las comparaciones previamente descritas tienen concordancia con los resultados iniciales de diferenciación de las comunidades, dado que las variables con efectos negativos sobre funcionalidad y producción primaria de la vegetación están asociadas a impactos antrópicos.

Estado transición o estado alternativo

Los diferentes manejos antrópicos que llevaron a remover la cobertura vegetal, así como la presencia constante de ganado pudieron haber ocasionado que el sistema cruzara umbrales, cambiando a un nuevo estado (Scheffer y Carpenter, 2003; Folke *et al.*, 2010).

Estos cambios de estado originaron diferencias en la composición de las comunidades vegetales, lo que fue reportado por Hernández Valdez, (2018). Esta misma separación se observó en el análisis de los valores de NDVI para las comunidades durante los casi 50 años analizados.

Esta estabilidad, de casi 50 años, implica que las diferentes comunidades con distinto grado de disturbio antrópico han mantenido su identidad, composición y funcionamiento (Scheffer y Carpenter, 2003). Lo cual se debe principalmente a las retroalimentaciones provocadas por interacciones tróficas, como dispersión y herbivoría (Hernández Valdez, 2018).

La persistencia del ganado en las comunidades de bosque, y vegetación de transición, impide que las plántulas del género *Quercus* lleguen a ser adultas, haciendo poco probable que exista una recuperación y renuevo de individuos y favoreciendo la colonización de nuevas especies. Esto hace poco probable una convergencia a la comunidad de bosque de encino sin disturbio (García-Sánchez y Aguirre-Rivera, 2011; Hernández Valdez, 2018).

Los valores de NDVI de la comunidad de matorral con historial de uso agrícola y posterior uso ganadero, presentaron una tendencia positiva, lo cual puede ser un indicativo de recuperación o regeneración del sistema posterior al impacto.

Sin embargo, debido a la presencia de ganado, el establecimiento y permanencia de matorrales se ve favorecido, ya que promueven la dispersión y cambian condiciones microambientales para la germinación de dichas especies, las cuales son altamente competitivas en zonas con disturbio (Miceli-Méndez, Ferguson y Ramírez-Marcial, 2008; Plieninger, Schaich y Kizos, 2011; Hernández Valdez, 2018). Además el banco de plántulas, de acuerdo a lo reportado por Hernández Valdez, (2018), pertenece en su mayoría a especies de matorral, por lo que estas especies pueden mantenerse por periodos largos de tiempo, logrando consolidar un estado alternativo (Acácio *et al.*, 2009; Acácio y Holmgren, 2014; Hernández Valdez, 2018).

No obstante, la recuperación de los ecosistemas posterior a un impacto es sumamente lenta, por lo que es apresurado llamarlo un estado nuevo, o estado alternativo estable, ya que no se puede asegurar que en un futuro su composición y funcionalidad no cambien, y que con ello se manifieste una direccionalidad (Temperton y Hobbs, 2004; White y Jentsch, 2004b; Buenau, Rassweiler y Nisbet,

2007; Moris *et al.*, 2017). Por ello, es importante el desarrollo de estudios de seguimiento a largo plazo a las dinámicas de las comunidades, y tener más detalles de sus cambios y procesos.

Implicaciones y beneficios de los sensores remotos en la ecología de la restauración y modelos sucesionales

Los resultados obtenidos muestran que el NDVI revela información de importancia acerca de la estructura y estado de la vegetación, además de discriminar hasta cierto punto, tipos de vegetación (Sader *et al.*, 1989; O'Connor, Haines y Snyman, 2001; Yahdjia y Sala, 2006; Fabricante, Oesterheld y Paruelo, 2009; Long *et al.*, 2010; Jensen, 2014; Yengoh *et al.*, 2016; Cruz Zenteno *et al.*, 2017).

Asimismo, al evaluar las series de tiempo del NDVI datos climáticos se pueden analizar tendencias y variaciones en la productividad de la vegetación dadas por variables como precipitación, temperatura, viento e intensidad solar (Braswell *et al.*, 1997; Badeck *et al.*, 2004; Telesca y Lasaponara, 2006; Gu *et al.*, 2007; Li *et al.*, 2007; Durante, Oyonarte y Valladares, 2009; J. Wang *et al.*, 2011; Novofernández *et al.*, 2018). Además es posible de determinar características de la vegetación como cobertura y altura de dosel, densidad de hojas, contenido de agua, así como variables relacionadas con suelo, donde en ocasiones sus efectos son indirectos, pero medibles por la respuesta de la vegetación (X. Wang *et al.*, 2011; Stuart Chapin, Matson y Vitousek, 2012; Jensen, 2014; Fernández-Rodríguez *et al.*, 2016; Yengoh *et al.*, 2016; Cruz Zenteno *et al.*, 2017; Wan *et al.*, 2018; González-Naharro *et al.*, 2019).

Los sensores remotos son de gran utilidad para diversas áreas de conocimiento, como la ecología de restauración, ya que contribuyen al entendimiento de las consecuencias del estrés ambiental.

Pero, lograr predecir de manera integral las dinámicas y cambios de la vegetación requiere considerar diferencias históricas en manejo, grados de disturbios, así como efectos de legado, lo cual se vuelve fundamental para lograr

aplicar y realizar obras de restauración. Ya que si no se considera se puede tener una interpretación errónea o muy generalizada del comportamiento de las comunidades vegetales (Scheffer y Carpenter, 2003; Stuart Chapin, Matson y Vitousek, 2012).

Al lograr identificar y separar diferentes estados, se presenta un reto para su restauración, ya que generalmente se propone un estado de referencia al cual se quiere aproximar. Para el sitio de estudio la comunidad inicial previa a los disturbios corresponde a un bosque de encino, sin embargo, esta meta deja de ser viable en los estados alternativos debido a las retroalimentaciones presentes (Lockwood y Corey, 2004; White y Jentsch, 2004; Prach *et al.*, 2007; Hernández Valdez, 2018).

Por tanto, se podría buscar una referencia que no consista en tratar de alcanzar una estructura y composición previa al disturbio, sino aspectos referidos a al mantenimiento o incremento de la funcionalidad de las nuevas comunidades alternas (White y Jentsch, 2004). Pero, en dado caso que se quiera buscar una estructura y composición como referencia se debe de tomar a cada uno de los estados como individual, donde cada uno tiene su propia estructura, composición y dinámicas, las cuales tienen al componente antrópico dentro de su mantenimiento y funcionalidad.

De acuerdo a los comentarios de los propietarios, Hernández Valdez, (2018), reporta que el estado deseado es el bosque de encino debido a la capacidad de ofrecer forraje. Donde, una alternativa para alcanzar dicha composición es tratar de modificar las dinámicas de la comunidad transición para promover el establecimiento de encinos, y que pueda adaptarse naturalmente a cambios persistentes y con ello reducir su vulnerabilidad a variaciones climáticas (Hobbs y Norton, 2004; White y Jentsch, 2004; Stuart Chapin, Matson y Vitousek, 2012; Hernández Valdez, 2018).

Esto puede tratar de realizarse mediante la aplicación de nuevas estrategias de manejo y restauración, promoviendo un enfoque para reducir o impulsar cambios de régimen. Modificando los objetivos de restauración y manejo, considerando de manera integral a los componentes del sistema incluido el humano, y buscar un sistema de referencia que busque mantener o mejorar la funcionalidad de las diferentes comunidades.

Conclusiones

Diferencias y variación de las comunidades por grado de disturbio: Es posible diferenciar a las comunidades vegetales y grados de disturbio mediante su valor de NDVI. La comunidad más conservada, compuesta en su mayoría por especies pertenecientes al género *Quercus*, presentó los valores más altos, mientras que la comunidad de matorral con mayor historial disturbio antrópico tuvo el valor más bajo. La funcionalidad y productividad de las comunidades tienen fluctuaciones y periodicidad con ciclos de entre 8 y 10 años que se reflejan en las variaciones de los valores de NDVI, revelando que las dinámicas de la vegetación no son estacionarias.

Tendencias de las comunidades vegetales: El análisis temporal de las fluctuaciones de los valores del NDVI indicó que las tendencias de las comunidades son distintas, siendo la comunidad con mayor disturbio la que presentó una tendencia positiva. Sin embargo, debido a las retroalimentaciones y dinámicas puede considerarse como estado alternativo. No obstante, la direccionalidad gradual y casi imperceptible pone en duda esta conclusión.

Respuesta de la vegetación y NDVI a las variables climáticas: Las variaciones de los valores de NDVI están relacionadas con las fluctuaciones en las condiciones climáticas. Es importante señalar que las variables climáticas no predicen completamente el comportamiento del NDVI, no obstante, la variable de precipitación tuvo mayor influencia en el comportamiento de la vegetación de acuerdo a los valores de NDVI, pero las precipitaciones ocurridas más recientemente mostraron efectos negativos sobre el NDVI. Este comportamiento es atribuido a los efectos de legado de la precipitación ocurrida hace seis, siete, ocho, nueve y diez años, ya que las relaciones con dichos años fueron positiva, por tanto, la vegetación sigue en etapa de crecimiento en respuesta a la precipitación de dichos años.

Efecto de la actividad antrópica sobre la respuesta de la vegetación a las variaciones climáticas: El efecto de las variables climáticas, así como su poder predictivo fue dependiente de la comunidad vegetal y del grado de disturbio antrópico, donde la comunidad más conservada presentó una mayor resistencia a los efectos de las variaciones climáticas, y mayor capacidad predictiva de las variables con las que tuvo relación. En cambio, la comunidad vegetal con alto grado de impacto antrópico presentó gran susceptibilidad a las variables climáticas, que además tienen menor poder predictivo.

Variables rápidas y variables de legado: Las comunidades con algún grado de disturbio presentaron relación y efectos marcados tanto para variables rápidas, como para variables de legado, siendo la de mayor historial de disturbio la más susceptible a ambos tipos de variables climáticas. En contraste, la comunidad sin disturbio antrópico presentó mayor resistencia a los cambios en las variables rápidas, siendo las variables de legado las que tuvieron mayor poder predictivo. Por tanto, las comunidades con disturbios son más vulnerables a variaciones climáticas que la comunidad sin disturbio.

Respuesta del NDVI a variables florísticas: Existe una relación estrecha entre los valores de NDVI y variables relacionadas con aspectos florísticos debido a que el índice está relacionado con los procesos fotosintéticos, así como la cantidad de superficie que realiza el proceso, por ello las relaciones que se observaron fueron dependientes de dichas características.

Respuesta del NDVI a variables edáficas y antrópicas: El NDVI se relacionan con la salud de la vegetación, ya que dichos efectos se observan indirectamente con la funcionalidad y producción primaria del ecosistema. El efecto antrópico disminuye la productividad de la vegetación, al modificar la estructura y procesos del ecosistema, en cambio características del suelo que incrementan la disponibilidad de nutrientes para la vegetación promueven e incrementan la producción.

Actividad antrópica define composición y trayectoria sucesional de las comunidades: Las diferencias en el grado de disturbio, así como el historial de uso y manejo definieron la composición y estructura de las comunidades vegetales, además de propiciar retroalimentaciones para el mantenimiento, estabilidad y dinámica de estados alternativos sin indicios de convergencia al estado referencia previo al disturbio, es decir al bosque de encino. La comunidad de matorral, debido a sus respuestas, composición y dinámicas se considera como un estado alternativo.

Implicaciones para la ecología de la restauración: El presente estudio permite tener una visión alternativa al análisis de la vegetación, ya que contribuye al entendimiento de su comportamiento espacio - temporal, brindando así una posible respuesta a las dinámicas de recuperación, degradación, estabilidad y resiliencia a las variaciones climáticas. Además, al considerar las dinámicas históricas de las variables climáticas y de actividad humana se logró comprender mejor el sistema, y diferenciar estados alternativos. Siendo de suma importancia para reconsiderar los estados de referencia o estados objetivo.

Referencias

Abbas, S., Nichol, J. E. y Fischer, G. A. (2016) "A 70-year perspective on tropical forest regeneration", *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 544, pp. 544–552. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.11.171.

Acácio, V. *et al.* (2009) "Are drought and wildfires turning Mediterranean cork oak forests into persistent shrublands?", *Agroforest systems*, 76, pp. 389–400. doi: 10.1007/s10457-008-9165-y.

Acácio, V. y Holmgren, M. (2014) "Pathways for resilience in Mediterranean cork oak land use systems", *Annals of Forest Science*, pp. 5–13. doi: 10.1007/s13595-012-0197-0.

Adler, P. B. *et al.* (2011) "Productivity Is a Poor Predictor of Plant Species Richness", *Science*, 333(6050), pp. 1750 LP – 1753. doi: 10.1126/science.1204498.

Andrade M, G. *et al.* (2007) "Familia Leguminosae", *Flora Del Bajío Y De Regiones Adyacentes*, 150, pp. 1187–1198. Disponible en: <http://www1.ecologia.edu.mx/publicaciones/resumeness/FLOBA/Flora 78.pdf>.

Arriaga, L. C. *et al.* (2000) "Sierra de Álvarez", en *Regiones Terrestres Prioritarias de México*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

Asner, G. P. (1998) "Biophysical and biochemical sources of variability in canopy reflectance", *Remote Sensing of Environment*, 64(3), pp. 234–253. doi: 10.1016/S0034-4257(98)00014-5.

Asner, G. P. *et al.* (2015) "Landscape biogeochemistry reflected in shifting distributions of chemical traits in the Amazon forest canopy", *Nature Geoscience*, 8(7), pp. 567–575. doi: 10.1038/ngeo2443.

Badeck, F. *et al.* (2004) "Responses of spring phenology to climate change", *New Phytologist*, 162, pp. 295–309. doi: 10.1111/j.1469-8137.2004.01059.x.

Beisner, B. E., Haydon, D. T. y Cuddington, K. (2003) "Alternative stable states in ecology", *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(7), pp. 376–382. doi: 10.2307/3868190.

Belsky, A. J. y Blumenthal, D. M. (1997) "Effects of Livestock Grazing on Stand Dynamics and Soils in Upland Forests of the Interior West", *Conservation Biology*, 11(2), pp. 315–327. doi: 10.1046/j.1523-1739.1997.95405.x.

Bernoux, M. y Chevallier, T. (2014) "Carbon in drylands soils - Multiple essential functions", *Les dossiers thématiques du CSFD*, p. 40. Disponible en: <https://www.youscribe.com/BookReader/Index/2485748/?documentId=2462789>.

Bhuyan, P., Khan, M. L. y Tripathi, R. S. (2003) "Tree diversity and population structure in undisturbed and human-impacted stands of tropical wet evergreen forest in Arunachal Pradesh, Eastern Himalayas, India", *Biodiversity and Conservation*, 12(8), pp. 1753–1773. doi: 10.1023/A:1023619017786.

Bonaccorso, G. (2018) *Mastering Machine Learning, What is Machine Learning*. Birmingham: Packt.

Bradshaw, A. D. (1997) "The importance of soil ecology in restoration science", en Urbanska, M. K., Webb, R. N., y Edwards, J. P. (eds.) *Restoration Ecology and Sustainable Development*. First. United Kingdom: Cambridge University Press, pp. 33–64.

Braswell, B. H. *et al.* (1997) "The Response of Global Terrestrial Ecosystems to Interannual Temperature Variability", *Science*, 278(5339), pp. 870–872.

Breiman, L. (2001) "Random forests", *Machine Learning*, 45, pp. 5–32. doi: 10.1007/9781441993267_5.

Brotosudarmo, T. *et al.* (2014) "The Light Reactions of Photosynthesis as a Paradigm for Solar Fuel Production", *Energy Procedia*, 47, pp. 283–289. doi: 10.1016/j.egypro.2014.01.226.

Buenau, K. E., Rassweiler, A. y Nisbet, R. M. . (2007) "The Effects of Landscape Structure on Space Competition and Alternative Stable States", *Ecology*, 88(12), pp. 3022–3031.

Butchart, S. H. M. (2010) "Global Biodiversity : Indicators of", *Science*, 1164(May), pp. 1164–1169. doi: 10.1126/science.1187512.

Butt, N. *et al.* (2016) "Challenges in assessing the vulnerability of species to climate change to inform conservation actions", *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 199, pp. 10–15. doi: 10.1016/j.biocon.2016.04.020.

Cain, S. A. (1939) "The University of Notre Dame The Climax and Its Complexities", *The American Midland Naturalist*, 21(1), pp. 146–181.

Calderón de Rzedowski, G. y Rzedowski, J. (2005) *Flora fanerogámica del Valle de México*. 2a. 1a rei. Editado por (INECOL) y (CONABIO). Pátzcuaro Michoacan. Disponible en: http://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/Flora_del_Valle_de_Mx1.pdf.

Challenger, A. y Soberón, J. (2008) "Los ecosistemas terrestres", *Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad*. México: Conabio, I, pp. 87–108. Disponible en: https://www.biodiversidad.gob.mx/pais/pdf/CapNatMex/VolI/I03_Losecosistemast.pdf.

Chander, G. *et al.* (2009) "Remote Sensing of Environment Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS , TM , ETM + , and EO-1 ALI sensors", *Remote Sensing of Environment*. Elsevier Inc., 113(5), pp. 893–903. doi: 10.1016/j.rse.2009.01.007.

Chase, J. M. (2018) "Community assembly: when should history matter?", *Oecología*, 136(4), pp. 489–498. doi: 10.1007/s00442-003-1311-7.

Clements, F. E. (1936) "Nature and Structure of the Climax", *Journal of Ecology*, 24(1), pp. 252–284. doi: 10.1007/s10734-007-9058-4.

Collins, S. L. *et al.* (2012) “Stability of tallgrass prairie during a 19-year increase in growing season precipitation”, *Functional Ecology*, 26, pp. 1450–1459. doi: 10.1111/j.1365-2435.2012.01995.x.

CONAGUA (2018) *Datos Abiertos, Temperatura promedio de CONAGUA*. Disponible en: <https://datos.gob.mx/busca/dataset/temperatura-promedio-excel/resource/b0a2b55a-0a89-4b97-afb2-484fa015f54e> (Consultado: el 5 de febrero de 2018).

Connell, J. H. y Slatyer, R. O (1977) “Mechanisms of Succession in Natural Communities and Their Role in Community Stability and Organization Mechanisms Determining the Sequence of Species”, *Amer. Natur*, 111(111), pp. 1119–1144. doi: 10.1086/521238.

Cruz Zenteno, A. G. *et al.* (2017) “Aplicación de tecnologías de percepción remota para la estimación del rendimiento en caña de azúcar * Application of remote sensing technologies for estimating sugarcane yield Resumen Introducción”, *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 8, pp. 1575–1586.

Cui, X. *et al.* (2013) *Using Remote Sensing to Quantify Vegetation Change and Ecological Resilience in a Semi-Arid System, LAND*. doi: 10.3390/land2020108.

Curtin, D., Campbell, C. A. y Jalil, A. (1998) “Effects of acidity on mineralization: pH-dependence of organic matter mineralization in weakly acidic soils”, *Soil Biology and Biochemistry*, 30(1), pp. 57–64. doi: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00094-1](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00094-1).

Curtin, D., Peterson, M. E. y Anderson, C. R. (2016) “pH-dependence of organic matter solubility: Base type effects on dissolved organic C, N, P, and S in soils with contrasting mineralogy”, *Geoderma*, 271, pp. 161–172. doi: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.02.009>.

Cutter, S. L. y Renwick, W. H. (1999) *Exploitation, Conservation, Preservation: a Geographic Perspective on Natural Resource Use*. Third. Editado por CRC Press

(Taylor & Francis Group).

Daniel, R. M. y Danson, M. J. (2013) "Temperature and the catalytic activity of enzymes: A fresh understanding", *FEBS Letters*, 587(17), pp. 2738–2743. doi: 10.1016/j.febslet.2013.06.027.

Day, A. D. y Ludeke, K. L. (1993) "Soil Alkalinity", en *Plant Nutrients in Desert Environments. Adaptations of Desert Organisms*. Berlin, Heidelberg: Springer, pp. 35–37. doi: 10.1007/978-3-642-77652-6_9.

Demmig-Adams, B. y Adams, W. W. (2003) "PHOTOSYNTHESIS AND PARTITIONING | Photoinhibition", en Thomas, B. (ed.) *Encyclopedia of Applied Plant Sciences*. Oxford: Elsevier, pp. 707–714. doi: <https://doi.org/10.1016/B0-12-227050-9/00091-0>.

Devries, B. *et al.* (2015) "Robust monitoring of small-scale forest disturbances in a tropical montane forest using Landsat time series", *Remote Sensing of Environment*. Elsevier Inc., 161, pp. 107–121. doi: 10.1016/j.rse.2015.02.012.

Díaz-Delgado, R. *et al.* (2002) "SATELLITE EVIDENCE OF DECREASING RESILIENCE IN MEDITERRANEAN PLANT COMMUNITIES AFTER RECURRENT WILDFIRES", *Ecology*. John Wiley & Sons, Ltd, 83(8), pp. 2293–2303. doi: 10.1890/0012-9658(2002)083[2293:SEODRI]2.0.CO;2.

Drake, J. A. (1991) "Community-Assembly Mechanics and the Structure of an Experimental Species Ensemble", *The American Naturalist*, 137(1), pp. 1–26.

Durante, P., Oyonarte, C. y Valladares, F. (2009) "Influence of Land-Use Types and Climatic Variables on Seasonal Patterns of NDVI in Mediterranean Iberian Ecosystems", *Applied Vegetation Science*, 12(2), pp. 177–185. Disponible en: <https://www.jstor.org/stable/27735058%0A>.

Evans, S. E. *et al.* (2011) "Defining the limit to resistance in a drought-tolerant grassland: long-term severe drought significantly reduces the dominant species and increases ruderals", *Journal of Ecology*, 99(6), pp. 1500–1507. doi: 10.1111/j.1365-

2745.2011.01864.x.

Fabricante, I., Oesterheld, M. y Paruelo, J. M. (2009) “Annual and seasonal variation of NDVI explained by current and previous precipitation across Northern Patagonia”, *Journal of Arid Environments*. Elsevier Ltd, 73(8), pp. 745–753. doi: 10.1016/j.jaridenv.2009.02.006.

FAO (1999) *EL SUELO, DIFERENCIAS SEGÚN SU ASPECTO FÍSICO Y QUÍMICO*. Disponible en: <http://www.fao.org/3/ah645s/AH645S04.htm> (Consultado: el 28 de junio de 2019).

FAO (2016) *El Estado de los bosques del mundo 2016. Los bosques y la agricultura: desafíos y oportunidades en relación con el uso de la tierra*.

Faraway, J. J. (2009) *Linear Models with R*. London: Chapman & Hall/CRC.

Fensholt, R. y Rasmussen, K. (2011) “Analysis of trends in the Sahelian ‘rain-use efficiency’ using GIMMS NDVI, RFE and GPCP rainfall data”, *Remote Sensing of Environment*, 115(2), pp. 438–451. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.09.014>.

Fernández-Rodríguez, S. *et al.* (2016) “Quercus long-term pollen season trends in the southwest of the Iberian Peninsula”, *Process Safety and Environmental Protection*. Institution of Chemical Engineers, 101, pp. 152–159. doi: 10.1016/j.psep.2015.11.008.

Fernández, M., De María, N. y De Felipe, M. (2002) “Fijación Biológica de nitrógeno: Factores limitantes”, *Ciencia y Medio ambiente*, pp. 1–8. Disponible en: [http://digital.csic.es/bitstream/10261/128283/1/Fijación Biológica391\(MC F Pascual\).pdf](http://digital.csic.es/bitstream/10261/128283/1/Fijación_Biológica391(MC_F_Pascual).pdf).

Ferreira, M. P. *et al.* (2016) “Mapping tree species in tropical seasonal semi-deciduous forests with hyperspectral and multispectral data”, *Remote Sensing of Environment*. Elsevier Inc., 179, pp. 66–78. doi: 10.1016/j.rse.2016.03.021.

Fletcher, M., Wood, S. W. y Haberle, S. G. (2014) “A fire-driven shift from forest to

non-forest : evidence for alternative stable states?”, *Ecology*, 95(9), pp. 2504–2513.

Flores, L. y Alcalá, R. (2007) “Manual de Procedimientos Analíticos Física de Suelos”, *Instituto de Geología*, p. 56. doi: 10.1007/s00431-003-1251-6.

Folke, C. *et al.* (2010) “Resilience Thinking: Integrating Resilience, Adaptability and Transformability”, *Ecology and Society*, 15(4).

Food and Agriculture Organization, F. (2012) *State of the World 's Forests, Food and Agriculture Organization of the United Nations*. Rome, Italy.

Fortin, M. y Dale, M. (2005) *Spatial analysis: a guide for ecologists*. doi: 10.2277/0521804345.

Fraser, L. H. *et al.* (2015) “Worldwide evidence of a unimodal relationship between productivity and plant species richness”, *Science*, 349(6245), pp. 302 LP – 305. doi: 10.1126/science.aab3916.

Frazier, R. J. *et al.* (2018) “Analyzing spatial and temporal variability in short-term rates of post- fire vegetation return from Landsat time series”, 205(November 2017), pp. 32–45.

Fukami, T. (2001) “Sequence Effects of Disturbance on Community Structure”, *OIKOS*, 92(2), pp. 215–224. Disponible en: <https://www.jstor.org/stable/3547226>.

García-Sánchez, F. y Aguirre-Rivera, J. (2011) *Guía de campo para la identificación de los árboles de la Sierra de Álvarez, S.L.P.* San Luis Potosí, México: Universidad Autónoma de San Luis Potosí.

García, D. (2006) “La escala y su importancia en el análisis espacial”, *ecosistemas. Revista Científica de Ecología y Medio Ambiente*, 15(3), pp. 7–18.

Gillespie, T. W. (2005) “PREDICTING WOODY-PLANT SPECIES RICHNESS IN TROPICAL DRY FORESTS: A CASE STUDY FROM SOUTH FLORIDA, USA”, *Ecological Applications*, 15(1), pp. 27–37. doi: 10.1890/03-5304.

Globalweather (2019) *NCEP Climate Forecast System Reanalysis (CFRS)*. Disponible en: <https://globalweather.tamu.edu/>.

González-Espinosa, M. *et al.* (1991) "Secondary succession in disturbed Pinus-Quercus forests in the highlands of Chiapas, Mexico", *Journal of Vegetation Science*, 2(Wagner 1962), pp. 351–360. doi: 10.2307/3235927.

González-Naharro, R. *et al.* (2019) "Relationship of NDVI and oak (Quercus) pollen including a predictive model in the SW Mediterranean region", *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 676, pp. 407–419. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.04.213.

Grover, J. P. y Lawton, J. H. (1994) "Experimental Studies on Community Convergence and Alternative Stable States : Comments on a Paper by Drake *et al.*", *Journal of Animal Ecology*, 63(2), pp. 484–487.

Gu, Z. *et al.* (2007) "Correlation analysis of Normalized Different Vegetation Index (NDVI) difference series and climate variables in the Xilingole steppe, China from 1983 to 1999", *Frontiers of Biology in China*, 2(2), pp. 218–228. doi: 10.1007/s11515-007-0033-3.

Hansen, M. *et al.* (2017) "Forest Ecology and Management Micro vertical changes in soil pH and base cations over time after application of wood ash on forest soil", *Forest Ecology and Management*. Elsevier, 406(September), pp. 274–280. doi: 10.1016/j.foreco.2017.09.069.

Hector, A. *et al.* (1999) "Plant Diversity and Productivity Experiments in European Grasslands", *Science*. American Association for the Advancement of Science, 286(5442), pp. 1123–1127. doi: 10.1126/science.286.5442.1123.

Hermosilla, T. *et al.* (2015) "An integrated Landsat time series protocol for change detection and generation of annual gap-free surface reflectance composites", *Remote Sensing of Environment*. Elsevier B.V., 158, pp. 220–234. doi: 10.1016/j.rse.2014.11.005.

Hernández Valdez, S. D. (2018) *Cambio de vegetación de encinares de clima*

templado por el impacto de la actividad agrícola y ganadera. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica A.C.

Hobbs, R. J. y Norton, D. A. (2004) “Ecological Filters, Thresholds, and Gradients in Resistance to Ecosystem Reassembly”, en Temperton, V. M. et al. (eds.) *Assembly Rules and Restoration Ecology. Bridging the Gap Between Theory and Practice*. Washington, D.C.: Island Press.

Holden, C. E. y Woodcock, C. E. (2016) “An analysis of Landsat 7 and Landsat 8 under flight data and the implications for time series investigations”, *Remote Sensing of Environment*. Elsevier Inc., 185, pp. 16–36. doi: 10.1016/j.rse.2016.02.052.

Holmgren, M., Scheffer, M. y Sonia, K. (2016) “When can positive interactions cause alternative stable states in ecosystems?”, *Functional Ecology*, 30, pp. 88–97. doi: 10.1111/1365-2435.12601.

Hong, S., Gan, P. y Chen, A. (2019) “Environmental controls on soil pH in planted forest and its response to nitrogen deposition”, *Environmental Research*. Elsevier Inc., 172(February), pp. 159–165. doi: 10.1016/j.envres.2019.02.020.

Huang, W. *et al.* (2015) “Photoinhibition of photosystem I under high light in the shade-established tropical tree species *Psychotria rubra*”, *Frontiers in plant science*. Frontiers Media S.A., 6, p. 801. doi: 10.3389/fpls.2015.00801.

Huang, Y. *et al.* (2018) “Impacts of species richness on productivity in a large-scale subtropical forest experiment”, *Science*. American Association for the Advancement of Science, 362(6410), pp. 80–83. doi: 10.1126/science.aat6405.

Ichii, K., Kawabata, A. y Yamaguchi, Y. (2002) “Global correlation analysis for NDVI and climatic variables and NDVI trends: 1982-1990”, *International Journal of Remote Sensing*. Taylor & Francis, 23(18), pp. 3873–3878. doi: 10.1080/01431160110119416.

INEGI (2017a) *Anuario estadístico y geográfico de San Luis Potosí 2017*, *Anuario*

estadístico y geográfico de San Luis Potosí. Disponible en: http://www.datatur.sectur.gob.mx/ITxEF_Docs/SLP_ANUARIO_PDF.pdf (Consultado: el 5 de febrero de 2018).

INEGI (2017b) *Cuentame INEGI, Información por entidad. San Luis Potosí*. Disponible en: <http://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/slp/territorio/clima.aspx?tema=me&e=24> (Consultado: el 5 de febrero de 2018).

IUCN (2019) *The Bonn Challenge*. Disponible en: <https://www.iucn.org/theme/forests/our-work/forest-landscape-restoration/bonn-challenge>.

Jensen, J. R. (2014) *Remote Sensing of the Environment An Earth Resource Perspective*. Second. United States of America: Pearson.

Jentsch, A., Beierkuhnlein, C. y White, P. S. (2002) "Scale , the Dynamic Stability of Forest Ecosystems , and the Persistence of Biodiversity", *Silva Fennica*, 36, pp. 393–400.

Jiang, L. *et al.* (2011) "Alternative community compositional and dynamica states : the dual consequences of assembly history", *Journal of Animal Ecology*, 80(3), pp. 577–585. doi: 10.1111/j.1365-2656.2010.01799.x.

Jones, C., Olson-rutz, K. y McCauley, A. (2017) "Soil pH and Organic Matter", *NUTRIENT MANAGEMENT*, (8), pp. 1–16. Disponible en: <http://landresources.montana.edu/nm/documents/NM8.pdf>.

Jones et al. (2013) "Factors Affecting Nitrogen Fertilizer Volatilization", *Montana State University - Extension*, (EBO208), pp. 1–5.

Kerr, J. T. y Ostrovsky, M. (2003) "From space to species: ecological applications for remote sensing", *Trends in Ecology & Evolution*. Elsevier, 18(6), pp. 299–305. doi: 10.1016/S0169-5347(03)00071-5.

Khorram, S. *et al.* (2016) *Principles of Applied Remote Sensing*. Cham: Springer International Publishing. doi: 10.1007/978-3-319-22560-9.

Kovalskyy, V. y Roy, D. P. (2013) “The global availability of Landsat 5 TM and Landsat 7 ETM + land surface observations and implications for global 30 m Landsat data product generation”, *Remote Sensing of Environment*. Elsevier Inc., 130, pp. 280–293. doi: 10.1016/j.rse.2012.12.003.

Laban, P., Metternicht, G. y Davies, J. (2018) *Soil Biodiversity and Soil Organic Carbon: keeping drylands alive*. viii. Editado por IUCN. Gland, Switzerland. doi: <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2018.03.en>.

Lauenroth, W. K. y Sala, O. E. (1992) “Long-Term Forage Production of North American Shortgrass Steppe”, *Ecological Applications*. Ecological Society of America, 2(4), pp. 397–403. doi: 10.2307/1941874.

Lawton, J. H. (1994) “What Do Species Do in Ecosystems?”, *Oikos*. [Nordic Society Oikos, Wiley], 71(3), pp. 367–374. doi: 10.2307/3545824.

Lehman, C. L. y Tilman, D. (2000) “Biodiversity, Stability, and Productivity in Competitive Communities.”, *The American Naturalist*, 156(5), pp. 534–552. doi: 10.1086/303402.

Li, C. y Apps, M. J. (1995) “Disturbance impacts on forest temporal dynamics”, *Water, Air and Soil Pollution*, 82, pp. 429–436.

Li, X. *et al.* (2007) “Evaluation of landscape changes and ecological degradation by GIS in arid regions: A case study of the terminal oasis of the Shiyang River, northwest China”, *Environmental Geology*, 52(5), pp. 947–956. doi: 10.1007/s00254-006-0536-2.

Liaw, A. y Wiener, M. (2002) “Classification and Regression by randomForest”, *R news*, 2(December), pp. 18–22. doi: 10.1177/154405910408300516.

Lillesand, T. M., Kiefer, R. W. y Chipman, J. W. (2004) *Remote Sensing and Image*

Interpretation, Journal of Chemical Information and Modeling. doi: 10.1017/CBO9781107415324.004.

Lockwood, J. L. *et al.* (1997) "Assembling ecological communities in time and space", *OIKOS*, 80(3), pp. 549–553. doi: 201.117.193.92.

Lockwood, J. L. y Corey, S. L. (2004) "Assembly Models and the Practice of Restoration", en Temperton, V. M. *et al.* (eds.) *Assembly rules and restoration ecology - Bridging the gap between theory and practice*. Washington, D.C.: Island Press.

Long, H. *et al.* (2010) "Time lag analysis between vegetation and climate change in Inner Mongolia", en *2010 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, pp. 1513–1516. doi: 10.1109/IGARSS.2010.5652806.

López-Barrera, F. *et al.* (2006) "Effects of the type of montane forest edge on oak seedling establishment along forest-edge-exterior gradients", *Forest Ecology and Management*, 225(1–3), pp. 234–244. doi: 10.1016/j.foreco.2005.12.055.

M Daniel, R. *et al.* (2008) "The effect of temperature on enzyme activity: New insights and their implications", *Extremophiles: life under extreme conditions*, 12, pp. 51–59. doi: 10.1007/s00792-007-0089-7.

Madonsela, S. *et al.* (2018) "Estimating tree species diversity in the savannah using NDVI and woody canopy cover", *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 66, pp. 106–115. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.11.005>.

Maestre, F. T., Escudero, A. y Bonet, A. (2008) *Introducción al Análisis Espacial de Datos en Ecología y Ciencias Ambientales: Métodos y Aplicaciones*. Madrid: DYKINSON, S.L.

Martí, C., Peña, J. y Pinto, J. (2004) "Metodología de análisis de transformación del paisaje de la Costa Brava: Evolución, diagnosis y prognosis", *Territorio y Medio Ambiente: Métodos cuantitativos y técnicas de información geográfica*, pp. 317–328.

McKenzie, H, R. (2003) “Soil pH and Plant Nutrients”, *Ag-Info Centre Fact Sheet*, (May), pp. 1–2.

de Mendiburu, F. (2019) “agricolae”. *Statistical Procedures for Agricultural Research*.

Miceli-Méndez, C., Ferguson, B. G. y Ramírez-Marcial, N. (2008) “Seed dispersal by cattle: Natural History and Applications to Neotropical Forest Restoration and Agroforestry”, en Myster, R. (ed.) *Post-Agricultural Succession in the Neotropics*. New York.: Springer, pp. 165–190.

Mingjun, D. *et al.* (2007) “The relationship between NDVI and precipitation on the Tibetan Plateau”, *Journal of Geographical Sciences*, (2005), pp. 259–268. doi: 10.1007/s11442-007-0259-7.

Mitchell, T. (1997) *Machine Learning, Machine Learning*. McGraw-Hill Science/Engineering/Math. doi: 10.1007/BF00116892.

Moorhead, D. L. *et al.* (1999) “Ecological Legacies: Impacts on Ecosystems of the McMurdo Dry Valleys”, *BioScience*, 49(12), pp. 1009–1019. doi: 10.1525/bisi.1999.49.12.1009.

Moris, J. V *et al.* (2017) “Alternative stable states in mountain forest ecosystems : the case of European larch (*Larix decidua*) forests in the western Alps”, *Journal of Mountain Science*, 14(5), pp. 811–822. doi: 10.1007/s11629-016-4328-1.

Murata, N. *et al.* (2007) “Photoinhibition of photosystem II under environmental stress”, *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Bioenergetics*, 1767(6), pp. 414–421. doi: <https://doi.org/10.1016/j.bbabi.2006.11.019>.

Najafpour, M. y Pashaei, B. (2012) “Photosynthesis: How and Why?”, en. doi: 10.5772/39060.

Narvaes, J., Palacio, J. y Molina, F. (2012) “Persistencia de plaguicidas en el ambiente y su ecotoxicidad”, *Revista Gestion y Ambiente*, (3), pp. 27–38. Disponible

en: <http://www.bdigital.unal.edu.co/35839/1/36278-151112-1-PB.pdf>.

Nichol, J. E., Abbas, S. y Fischer, G. A. (2017) "Spatial patterns of degraded tropical forest and biodiversity restoration over 70-years of succession", *Global Ecology and Conservation*. Elsevier Ltd, 11, pp. 134–145. doi: 10.1016/j.gecco.2017.05.005.

Novo-fernández, A. *et al.* (2018) "Landsat time series analysis for temperate forest cover change detection in the Sierra Madre Occidental , Durango , Mexico", *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. Elsevier, 73(March), pp. 230–244. doi: 10.1016/j.jag.2018.06.015.

O'Connor, T. G., Haines, L. M. y Snyman, H. A. (2001) "Influence of precipitation and species composition on phytomass of a semi-arid African grassland", *Journal of Ecology*, 89(5), pp. 850–860. doi: 10.1046/j.0022-0477.2001.00605.x.

Oikonomakis, N. y Ganatsas, P. (2012) "Land cover changes and forest succession trends in a site of Natura 2000 network (Elatia forest), in northern Greece", *Forest Ecology and Management*. Elsevier B.V., 285, pp. 153–163. doi: 10.1016/j.foreco.2012.08.013.

Oindo, B. O. y Skidmore, A. K. (2002) "Interannual variability of NDVI and species richness in Kenya", *International Journal of Remote Sensing*. Taylor & Francis, 23(2), pp. 285–298. doi: 10.1080/01431160010014819.

Paluszek, M. y Thomas, S. (2017) *MATLAB Machine Learning, Machine Learning*. APRESS. doi: 10.1007/978-1-4842-2250-8.

Paruelo, J. M. y Lauenroth, W. K. (1998) "Interannual Variability of NDVI and its Relationship to Climate for North American Shrublands and Grasslands", *Journal of Biogeography*. Wiley, 25(4), pp. 721–733. Disponible en: <http://www.jstor.org/stable/2846145>.

Pau, S., Gillespie, T. W. y Wolkovich, E. M. (2012) "Dissecting NDVI–species richness relationships in Hawaiian dry forests", *Journal of Biogeography*, 39(9), pp. 1678–1686. doi: 10.1111/j.1365-2699.2012.02731.x.

Peterson, M. E. *et al.* (2007) “The dependence of enzyme activity on temperature: determination and validation of parameters”, *The Biochemical journal*. 2007/02/12. Portland Press Ltd., 402(2), pp. 331–337. doi: 10.1042/BJ20061143.

Pettorelli, N. *et al.* (2005) “Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change.”, *Trends in ecology & evolution*. England, 20(9), pp. 503–510. doi: 10.1016/j.tree.2005.05.011.

Pettorelli, N., Safi, K. y Turner, W. (2014) “Satellite remote sensing, biodiversity research and conservation of the future”, *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*. The Royal Society, 369(1643). doi: 10.1098/rstb.2013.0190.

Phiri, D. *et al.* (2018) “Effects of pre-processing methods on Landsat OLI-8 land cover classification using OBIA and random forests classifier”, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 73(April), pp. 170–178. doi: 10.1016/j.jag.2018.06.014.

Plieninger, T., Schaich, H. y Kizos, T. (2011) “Land-use legacies in the forest structure of silvopastoral oak woodlands in the Eastern Mediterranean”, *Regional Environmental Change*, 11, pp. 603–615. doi: 10.1007/s10113-010-0192-7.

Potter, C. S. y Brooks, V. (1998) “Global analysis of empirical relations between annual climate and seasonality of NDVI”, *International Journal of Remote Sensing*, 19(15), p. 2921±2948. doi: 0143- 1161/98 \$12.00.

Pouteau, R. (2018) “Predicting Tropical Tree Species Richness from Normalized Difference Vegetation Index Time Series : The Devil Is Perhaps Not in the Detail”, *Remote Sensing*, 10(698), pp. 11–13. doi: 10.3390/rs10050698.

Prach, K. *et al.* (2007) “Manipulation of succession”, en Walker, L. R., Walker, J., y Hobbs, R. J. (eds.) *Linking Restoration and Ecological Succession*. New York, NY: Springer New York (SPRINGER SERIES ON ENVIRONMENTAL MANAGEMENT). doi: 10.1007/978-0-387-35303-6.

Price, J. E. y Morin, P. J. (2004) “Colonization History Determines Alternate Community States in a Food Web of Intraguild Predators”, *Ecology*, 85(4), pp. 1017–1028.

Pulido, F. J. (2002) “Ecología reproductiva y conservación: el caso de la regeneración en bosques de roble (*Quercus* spp.)”, *Revista Chilena de Historia Natural*, 75(Harper 1977), pp. 5–15. doi: 10.4067/S0716-078X2002000100002.

QGIS Development Team, O. (2018) “QGIS Geographic Information System”. Disponible en: <http://qgis.osgeo.org>.

R Development Core Team, R. (2018) “R: A language and environment for statistical computing.” Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.

Ren, Z. *et al.* (2009) “Effects of resource additions on species richness and ANPP in an alpine meadow community”, *Journal of Plant Ecology*, 3(1), pp. 25–31. doi: 10.1093/jpe/rtp034.

Renschler, C. *et al.* (2010) *Framework for defining and measuring resilience at the community scale: The PEOPLES resilience framework, MCEER Technical Report - MCEER-10-006, University at Buffalo.*

Richter, D. D. J. y Markewitz, D. (2001) “Understanding Soil Change: Soil Sustainability Over Millennia, Centuries, and Decades”, *Cambridge University Press*, 104(2), p. 255. doi: 10.1097/00010694-200210000-00008.

Sader, S. A. *et al.* (1989) “Tropical forest biomass and successional age class relationships to a vegetation index derived from landsat TM data”, *Remote Sensing of Environment*, 28(C), pp. 143–156. doi: 10.1016/0034-4257(89)90112-0.

Saha, S. *et al.* (2010) “The NCEP Climate Forecast System Reanalysis”, *Bulletin of the American Meteorological Society*, 91(8), pp. 1015–1058. doi: 10.1175/2010BAMS3001.1.

Sala, O. E. *et al.* (2012) “Legacies of precipitation fluctuations on primary

production: theory and data synthesis”, *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 367, pp. 3135–3144. doi: 10.1098/rstb.2011.0347.

Sarkar, D., Bali, R. y Sharma, T. (2018) *Practical Machine Learning with Python A Problem-Solver’s Guide to Building Real-World Intelligent Systems Practical Machine Learning with Python A Problem-Solver’s Guide to Building Real-World Intelligent Systems Practical Machine Learning with Python*. doi: 10.1007/978-1-4842-3207-1.

Sasaki, T., Ishii, H. y Morimoto, Y. (2018) “Evaluating restoration success of a 40-year-old urban forest in reference to mature natural forest”, *Urban Forestry & Urban Greening*. Elsevier, 32(April), pp. 123–132. doi: 10.1016/j.ufug.2018.04.008.

Savadogo, P., Sawadogo, L. y Tiveau, D. (2007) “Effects of grazing intensity and prescribed fire on soil physical and hydrological properties and pasture yield in the savanna woodlands of Burkina Faso”, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118(1), pp. 80–92. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.002>.

Schäfer, E. *et al.* (2016) “Mapping tree species diversity of a tropical montane forest by unsupervised clustering of airborne imaging spectroscopy data”, *Ecological Indicators*. Elsevier Ltd, 64, pp. 49–58. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.12.026.

Scheffer, M. *et al.* (2015) “Generic Indicators of Ecological Resilience : Inferring the Chance of a Critical Transition”, *Annual Review of Ecology and Systematics*, 46(September), pp. 145–167. doi: 10.1146/annurev-ecolsys-112414-054242.

Scheffer, M. y Carpenter, S. R. (2003) “Catastrophic regime shifts in ecosystems : linking theory to observation”, *Trends in Ecology and Evolution*, 18(12), pp. 648–656. doi: 10.1016/j.tree.2003.09.002.

Shilong, P. *et al.* (2004) “Variation in a Satellite-Based Vegetation Index in Relation to Climate in China Variation in a satellite-based vegetation index in relation to climate in China”, *Journal of Vegetation Science*, 15(2), pp. 219–226.

SMN (2018) *Observando el tiempo, Resúmenes mensuales de temperaturas y lluvia*. Disponible en: <http://smn.cna.gob.mx/es/climatologia/temperaturas-y-lluvias/resumenes-mensuales-de-temperaturas-y-lluvias> (Consultado: el 5 de febrero de 2018).

Solomon, E. P., Berg, L. R. y Martin, D. W. (2013) *Biología*. Novena Edi. México: Cengage Learning.

Sousa, W. P. . y Conell, J. H. (1985) "Further Comments on the Evidence for Multiple Stable Points in Natural Communities", *The American Naturalist*, 125(4), pp. 612–615.

Stuart-haëntjens, E. *et al.* (2018) "Mean annual precipitation predicts primary production resistance and resilience to extreme drought", *Science of the Total Environment*, 636(April), pp. 360–366. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.290.

Stuart-Haëntjens, E. *et al.* (2018) "Mean annual precipitation predicts primary production resistance and resilience to extreme drought", *Science of The Total Environment*, 636, pp. 360–366. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.290>.

Stuart Chapin, F., Matson, P. A. y Vitousek, P. M. (2012) *Principles of terrestrial ecosystem ecology. Second, Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. Second*. New York.: Springer. doi: 10.1007/978-1-4419-9504-9.

Sun, Z. *et al.* (2013) "Quantifying ecological memory during forest succession : A case study from lower subtropical forest ecosystems in South China", *Ecological Indicators*. Elsevier Ltd, 34, pp. 192–203. doi: 10.1016/j.ecolind.2013.05.010.

Tanner, J. E., Hughes, T. P. y Conell, J. H. (1996) "The Role of History in Community Dynamics : A Modelling Approach", *Ecology*, 77(1), pp. 108–117.

Telesca, L. y Lasaponara, R. (2006) "Quantifying intra-annual persistent behaviour in SPOT-VEGETATION NDVI data for Mediterranean ecosystems of southern Italy", *Remote Sensing of Environment*, 101, pp. 95–103. doi: 10.1016/j.rse.2005.12.007.

Temperton, V. M. y Hobbs, R. J. (2004) “The Search for Ecological Assembly Rules and Its Relevance to Restoration Ecology”, en Temperton, V. M. et al. (eds.) *Assembly Rules and Restoration Ecology. Bridging the Gap Between Theory and Practice*. United States of America: Island Press.

Temperton, V M y Zirr, K. (2004) “Order of arrival and availability of safe sites - An example of their importance for plant community assembly in stressed ecosystems”, en Temperton, Vicky M. et al. (eds.) *Assembly rules and restoration ecology - Bridging the gap between theory and practice*. Washington, D.C.: Island Press, pp. 285–304.

Tilman, D. *et al.* (2001) “Diversity and Productivity in a Long-Term Grassland Experiment”, *Science*, 294(5543), pp. 843 LP – 845. doi: 10.1126/science.1060391.

Tilman, D., Lehman, C. L. y Thomson, K. T. (1997) “Plant diversity and ecosystem productivity: Theoretical considerations”, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 94(5), pp. 1857 LP – 1861. doi: 10.1073/pnas.94.5.1857.

Tilman, D., Wedin, D. y Knops, J. (1996) “Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems”, *Nature*, 379(6567), pp. 718–720. doi: 10.1038/379718a0.

Turner, M. G. (2010) “Disturbance and landscape dynamics in a changing world”, *Ecology*, 91(10), pp. 2833–2849. doi: 10.1890/10-0097.1.

Tyystjärvi, E. (2013) “Chapter Seven - Photoinhibition of Photosystem II*”, en Jeon, K. W. (ed.) *International Review of Cell and Molecular Biology*. Academic Press (International Review of Cell and Molecular Biology), pp. 243–303. doi: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-405210-9.00007-2>.

U.S Geological Survey (2019) *Earth explorer, Online search, discovery, and ordering of satellite, aircraft, and other remote sensing inventories*. Disponible en: <https://earthexplorer.usgs.gov/>.

Vale, I. Do *et al.* (2018) “Successional processes in agricultural mosaics in the

eastern Amazon”, *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Elsevier, 256(November 2017), pp. 51–60. doi: 10.1016/j.agee.2017.12.004.

Vogelmann, J. E. *et al.* (2012) “Monitoring gradual ecosystem change using Landsat time series analyses : Case studies in selected forest and rangeland ecosystems”, *Remote Sensing of Environment*. Elsevier B.V., 122, pp. 92–105. doi: 10.1016/j.rse.2011.06.027.

Walker, B. H. *et al.* (2009) “Resilience , Adaptability , and Transformability in the Goulburn-Broken Catchment , Australia”, *Ecology and Society*, 14(1).

Walker, B., Kinzig, A. y Langridge, J. (1999) “Plant Attribute Diversity , Resilience , and Ecosystem Function : The Nature and Significance of Dominant and Minor Species”, *Ecosystems*, 2(August 1998), pp. 95–113.

Wan, J. *et al.* (2018) “Vulnerability of forest vegetation to anthropogenic climate change in China”, *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 621, pp. 1633–1641. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.10.065.

Wan, J. *et al.* (2019) “Effects of soil properties on the spatial distribution of forest vegetation across China”, *Global Ecology and Conservation*. Elsevier B.V., p. e00635. doi: 10.1016/j.gecco.2019.e00635.

Wang, J. *et al.* (2011) “Variations of NDVI Over Elevational Zones During the Past Two Decades and Climatic Controls in the Qilian Mountains, Northwestern China”, *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 43(1), pp. 127–136. doi: 10.1657/1938-4246-43.1.127.

Wang, R. *et al.* (2016) “Seasonal Variation in the NDVI – Species Richness Relationship in a Prairie Grassland Experiment (Cedar Creek)”, *Remote Sensing*, 8(128). doi: 10.3390/rs8020128.

Wang, X. *et al.* (2011) “Spring temperature change and its implication in the change of vegetation growth in North America from 1982 to 2006”, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(4), pp. 1240–

1245. doi: 10.1073/pnas.1014425108.

White, J. C. *et al.* (2017) “A nationwide annual characterization of 25 years of forest disturbance and recovery for Canada using Landsat time series”, *Remote Sensing of Environment*. Elsevier Inc., 194, pp. 303–321. doi: 10.1016/j.rse.2017.03.035.

White, J. C. *et al.* (2019) “Satellite time series can guide forest restoration”, *Nature*, 569(630). doi: 10.1038/d41586-019-01665-x.

White, P. S. y Jentsch, A. (2004a) “Disturbance, succession, and community assembly in terrestrial plant communities”, en Temperton, V. M. *et al.* (eds.) *Assembly Rules and Restoration Ecology. Bridging the Gap Between Theory and Practice*. New York.: Island Press, pp. 342–366.

White, P. S. y Jentsch, A. (2004b) “Disturbance, succession, and community assembly in terrestrial plant communities”, en Temperton, V. M. *et al.* (eds.) *Assembly Rules and Restoration Ecology. Bridging the Gap Between Theory and Practice*. Washington, D.C.: Island Press, pp. 342–366.

Whittaker, R. H. (1974) *Climax concepts and recognition, Vegetation dynamics*. Editado por R. Knapp. Dordrecht: Springer Netherlands. doi: 10.1007/978-94-010-2344-3.

World Resources Institute (2019) *Initiative 20x20*. Disponible en: <https://www.wri.org/our-work/project/initiative-20x20/about-initiative-20x20>.

Wulder, M. A. *et al.* (2016) “The global Landsat archive : Status , consolidation , and direction”, *Remote Sensing of Environment*. Elsevier B.V., 185, pp. 271–283. doi: 10.1016/j.rse.2015.11.032.

Xu, Y., Yang, J. y Chen, Y. (2016) “NDVI-based vegetation responses to climate change in an arid area of China”, *Theoretical and Applied Climatology*. Theoretical and Applied Climatology, 126(1–2), pp. 213–222. doi: 10.1007/s00704-015-1572-1.

Yahdjia, L. y Sala, O. E. (2006) “Vegetation structure constrains primary production

response to water availability in the patagonian steppe”, *Ecology*, 87(4), pp. 952–962. Disponible en: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[952:VSCPPR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[952:VSCPPR]2.0.CO;2).

Yengoh, G. T. *et al.* (2016) *Use of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to Assess Land Degradation at Multiple Scales*. New York.: Springer Briefs. doi: 10.1007/978-3-319-24112-8.

Yesilonis, I. *et al.* (2016) “Historical land use and stand age effects on forest soil properties in the Mid-Atlantic US”, *Forest Ecology and Management*, 370, pp. 83–92. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.03.046>.

Zeller, L., Liang, J. y Pretzsch, H. (2018) “Tree species richness enhances stand productivity while stand structure can have opposite effects, based on forest inventory data from Germany and the United States of America”, *Forest Ecosystems*, 5(1), p. 4. doi: 10.1186/s40663-017-0127-6.

Zhao, W. Z. *et al.* (2007) “Study on vegetation ecological water requirement in Ejina Oasis”, *Science in China, Series D: Earth Sciences*, 50(1), pp. 121–129. doi: 10.1007/s11430-007-2035-z.

Zhu, Z. *et al.* (2016) “Including land cover change in analysis of greenness trends using all available Landsat 5 , 7 , and 8 images : A case study from Guangzhou , China (2000 – 2014)”, *Remote Sensing of Environment*. Elsevier B.V., 185, pp. 243–257. doi: 10.1016/j.rse.2016.03.036.

Zhu, Z. (2017) “Change detection using landsat time series : A review of frequencies , preprocessing , algorithms , and applications”, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. International Society for Photogrammetry and Remote Sensing, Inc. (ISPRS), 130, pp. 370–384. doi: 10.1016/j.isprsjprs.2017.06.013.

Zhu, Z. y Woodcock, C. E. (2014) “Continuous change detection and classification of land cover using all available Landsat data”, *Remote Sensing of Environment*. Elsevier Inc., 144, pp. 152–171. doi: 10.1016/j.rse.2014.01.011.

Zhu, Z., Woodcock, C. E. y Olofsson, P. (2012) “Continuous monitoring of forest disturbance using all available Landsat imagery”, *Remote Sensing of Environment*. Elsevier Inc., 122, pp. 75–91. doi: 10.1016/j.rse.2011.10.030.

Zuur, A. F. *et al.* (2009) *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. New York, NY: Springer New York (Statistics for Biology and Health). doi: 10.1007/978-0-387-87458-6.

Anexos

Anexo 1. Fragmento del estudio de Hernández Valdez, (2018), publicado con su previo consentimiento, donde se detalla la separación de las comunidades vegetales. Corresponde al apartado 5.2 de resultados. Para mayor información consultar dicho documento.

Separación de diferentes comunidades vegetales

Con base a su composición florística, los sitios muestreados se separan en la ordenación multivariada NMDS en tres grupos diferentes: la primera de ellas correspondiente a una comunidad propia de un matorral secundario (dominado por géneros como *Acacia*, *Dodonaea*, *Mimosa*, nombre de la comunidad que recibe de acuerdo con la clasificación de Rzedowski, 1961), la segunda, dominada por el género *Quercus*, característico de un bosque de encino, y la última, como una mezcla de ambas comunidades (transición; Figura 5a). De aquí en adelante, se usará los siguientes nombres para diferenciar las tres comunidades: matorral secundario (Rzedowski, 1961), bosque de encino y transición.

De acuerdo con esta ordenación, ninguno de los sitios de matorral secundario se muestra cercano a los sitios de bosque de encino, resaltando su poca similitud en cuanto a composición, mientras que los sitios de transición se mantienen cercanos a la comunidad de bosque y a la de matorral.

Asimismo, el análisis PERMANOVA confirma una divergencia estadísticamente significativa entre las tres comunidades vegetales ($p < 0.05$, $F = 6.67$, $r^2 = 0.28$) y este factor de agrupación explica un 28 % de la variación total en la composición florística registrada.

Por otro lado, el dendrograma obtenido del análisis de clúster muestra una agrupación similar a lo expresado por la ordenación NMDS (Figura 5b). Sin embargo, en este análisis los sitios denominados transición, no se separan como una comunidad aparte y se encuentran mayormente dentro del clúster de bosque de encino. Con ello se sugiere una mayor similitud entre la comunidad transición y el bosque de encino, que con la correspondiente al matorral secundario.

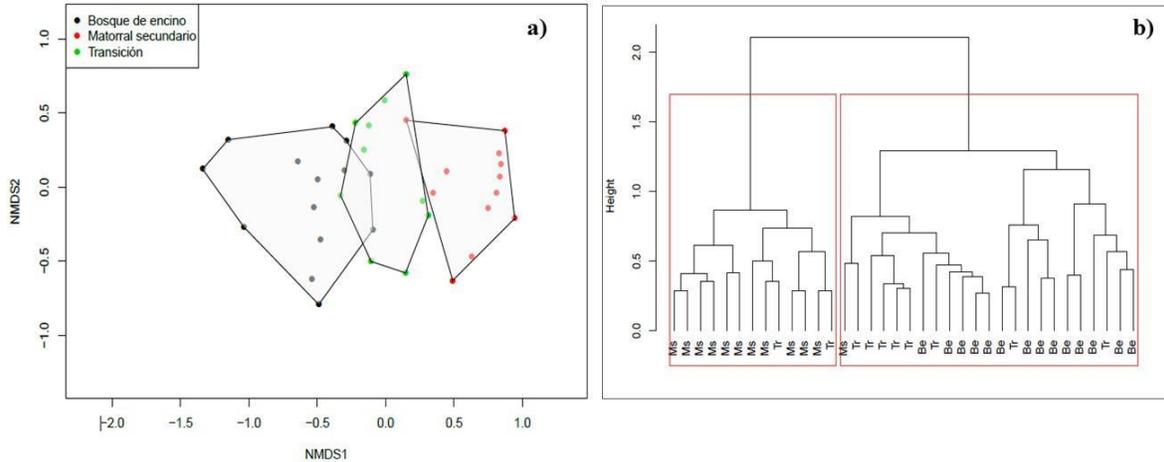


Figura 5. a) Análisis de escalamiento multidimensional no-métrico (NMDS) de la similitud de las comunidades de plantas, registradas en 36 transectos (14 de ellos pertenecientes a bosque, 12 a matorral secundario y 10 a comunidad transición) dentro de la localidad “El Pinal”, stress=0.19, k=2 (Cada uno de puntos, triángulos y cruces hacen referencia a un transecto individual). b) Análisis de Clúster basado en la composición de especies, encerrando en recuadros rojos los dos clústers principales. Bosque de encino (Be), Matorral secundario (Ms), Comunidad transición (Tr).

Anexo 2

Tabla de modelos lineales simples, variables ordenadas por valor de coeficiente de determinación R^2 , de mayor a menor

Tabla para el grupo de ganado + milpa

variable	estim	error	t	p	r2	stars
Pacum_fiveyr	-0.1314	0.005541	-23.71	1.558e-99	0.3526	* * *
Ptot_threeyr_ago	-0.09765	0.006179	-15.8	1.491e-50	0.1949	* * *
Ptot_twoyr_ago	-0.09738	0.006183	-15.75	3.008e-50	0.1938	* * *
Ptot_fouryr_ago	-0.09046	0.006284	-14.39	5.977e-43	0.1672	* * *
Ptot_last_yr	-0.08171	0.006399	-12.77	8.926e-35	0.1364	* * *
Pacum_tenyr	-0.07856	0.006437	-12.2	4.285e-32	0.1261	* * *
Ptot_ant	0.07692	0.006456	11.91	9.428e-31	0.1209	* * *
wmax_ant	-0.0661	0.006571	-10.06	9.002e-23	0.0893	* * *
wprom_ant	-0.06547	0.006578	-9.954	2.38e-22	0.0876	* * *
Ptot_fiveyr_ago	-0.06471	0.006585	-9.827	7.53e-22	0.0856	* * *
wmin_ant	-0.06455	0.006586	-9.8	9.633e-22	0.0851	* * *
sprom_ant	-0.06366	0.006595	-9.654	3.598e-21	0.0828	* * *
Tmax_prom_ant	-0.05862	0.00664	-8.828	4.483e-18	0.0702	* * *
Tmax_ant	-0.05158	0.006696	-7.703	3.106e-14	0.0544	* * *
Ptot_tenyr_ago	0.0511	0.0067	7.627	5.447e-14	0.0534	* * *
Smin_ant	-0.04979	0.006709	-7.42	2.435e-13	0.0507	* * *
Smax_ant	-0.04976	0.00671	-7.416	2.513e-13	0.0506	* * *
Pmax_ant	0.04851	0.006718	7.22	1.006e-12	0.0481	* * *
Ptot_eightyr_ago	0.04744	0.006726	7.054	3.189e-12	0.046	* * *
Pprom_ant	0.04173	0.006762	6.171	9.746e-10	0.0356	* * *
Tmin_ant	0.04034	0.006771	5.958	3.491e-09	0.0333	* * *
Ptot_nineyr_ago	0.0378	0.006785	5.572	3.22e-08	0.0292	* * *
Ptot_sixyr_ago	-0.03322	0.006808	-4.88	1.23e-06	0.0226	* * *
Tmin_prom_ant	0.03297	0.006809	4.843	1.477e-06	0.0222	* * *
Ptot_sevyr_ago	0.02186	0.006852	3.19	0.001465	0.0098	* *

Tabla para el grupo de ganado

variable	estim	error	t	p	r2	stars
Pacum_fiveyr	-0.1276	0.005625	-22.68	2.6e-89	0.3787	* * *
Ptot_twoyr_ago	-0.09302	0.006378	-14.59	3.874e-43	0.2013	* * *
Ptot_threeyr_ago	-0.09139	0.006406	-14.27	1.573e-41	0.1943	* * *
Ptot_fouryr_ago	-0.0891	0.006444	-13.83	2.379e-39	0.1847	* * *
Pacum_tenyr	-0.08727	0.006473	-13.48	1.17e-37	0.1772	* * *
Ptot_last_yr	-0.07656	0.006632	-11.54	1.001e-28	0.1364	* * *
Ptot_fiveyr_ago	-0.06972	0.006721	-10.37	8.179e-24	0.1131	* * *
Ptot_ant	0.06641	0.00676	9.824	1.222e-21	0.1026	* * *
wmin_ant	-0.05166	0.006911	-7.475	1.932e-13	0.0621	* * *
Sprom_ant	-0.0502	0.006924	-7.25	9.443e-13	0.0586	* * *
wmax_ant	-0.04966	0.006929	-7.167	1.67e-12	0.0574	* * *
wprom_ant	-0.04635	0.006956	-6.663	4.833e-11	0.05	* * *
Tmax_prom_ant	-0.04584	0.00696	-6.586	7.946e-11	0.0489	* * *
Smin_ant	-0.04342	0.006978	-6.223	7.694e-10	0.0439	* * *
Pmax_ant	0.04112	0.006995	5.879	5.952e-09	0.0393	* * *
Tmax_ant	-0.04053	0.006999	-5.792	9.835e-09	0.0382	* * *
Tmin_ant	0.03806	0.007015	5.425	7.566e-08	0.0337	* * *
Ptot_tenyr_ago	0.03788	0.007016	5.399	8.703e-08	0.0334	* * *
Ptot_sixyr_ago	-0.03724	0.00702	-5.304	1.448e-07	0.0323	* * *
Ptot_eightyr_ago	0.03679	0.007023	5.239	2.039e-07	0.0315	* * *
Pprom_ant	0.03607	0.007027	5.133	3.538e-07	0.0303	* * *
Smax_ant	-0.03353	0.007042	-4.761	2.261e-06	0.0262	* * *
Tmin_prom_ant	0.031	0.007056	4.393	1.262e-05	0.0224	* * *
Ptot_nineyr_ago	0.02627	0.007079	3.711	0.00022	0.0161	* * *
Ptot_sevyr_ago	0.0126	0.007123	1.768	0.07735	0.0037	.

Tabla para el grupo de poca actividad

variable	estim	error	t	p	r2	stars
Pacum_fiveyr	-0.1276	0.005625	-22.68	2.6e-89	0.3787	* * *
Ptot_twoyr_ago	-0.09302	0.006378	-14.59	3.874e-43	0.2013	* * *
Ptot_threeyr_ago	-0.09139	0.006406	-14.27	1.573e-41	0.1943	* * *
Ptot_fouryr_ago	-0.0891	0.006444	-13.83	2.379e-39	0.1847	* * *
Pacum_tenyr	-0.08727	0.006473	-13.48	1.17e-37	0.1772	* * *
Ptot_last_yr	-0.07656	0.006632	-11.54	1.001e-28	0.1364	* * *
Ptot_fiveyr_ago	-0.06972	0.006721	-10.37	8.179e-24	0.1131	* * *
Ptot_ant	0.06641	0.00676	9.824	1.222e-21	0.1026	* * *
wmin_ant	-0.05166	0.006911	-7.475	1.932e-13	0.0621	* * *
Sprom_ant	-0.0502	0.006924	-7.25	9.443e-13	0.0586	* * *
wmax_ant	-0.04966	0.006929	-7.167	1.67e-12	0.0574	* * *
wprom_ant	-0.04635	0.006956	-6.663	4.833e-11	0.05	* * *
Tmax_prom_ant	-0.04584	0.00696	-6.586	7.946e-11	0.0489	* * *
Smin_ant	-0.04342	0.006978	-6.223	7.694e-10	0.0439	* * *
Pmax_ant	0.04112	0.006995	5.879	5.952e-09	0.0393	* * *
Tmax_ant	-0.04053	0.006999	-5.792	9.835e-09	0.0382	* * *
Tmin_ant	0.03806	0.007015	5.425	7.566e-08	0.0337	* * *
Ptot_tenyr_ago	0.03788	0.007016	5.399	8.703e-08	0.0334	* * *
Ptot_sixyr_ago	-0.03724	0.00702	-5.304	1.448e-07	0.0323	* * *
Ptot_eightyr_ago	0.03679	0.007023	5.239	2.039e-07	0.0315	* * *
Pprom_ant	0.03607	0.007027	5.133	3.538e-07	0.0303	* * *
Smax_ant	-0.03353	0.007042	-4.761	2.261e-06	0.0262	* * *
Tmin_prom_ant	0.031	0.007056	4.393	1.262e-05	0.0224	* * *
Ptot_nineyr_ago	0.02627	0.007079	3.711	0.00022	0.0161	* * *
Ptot_sevyr_ago	0.0126	0.007123	1.768	0.07735	0.0037	.

Tabla para el grupo de bosque

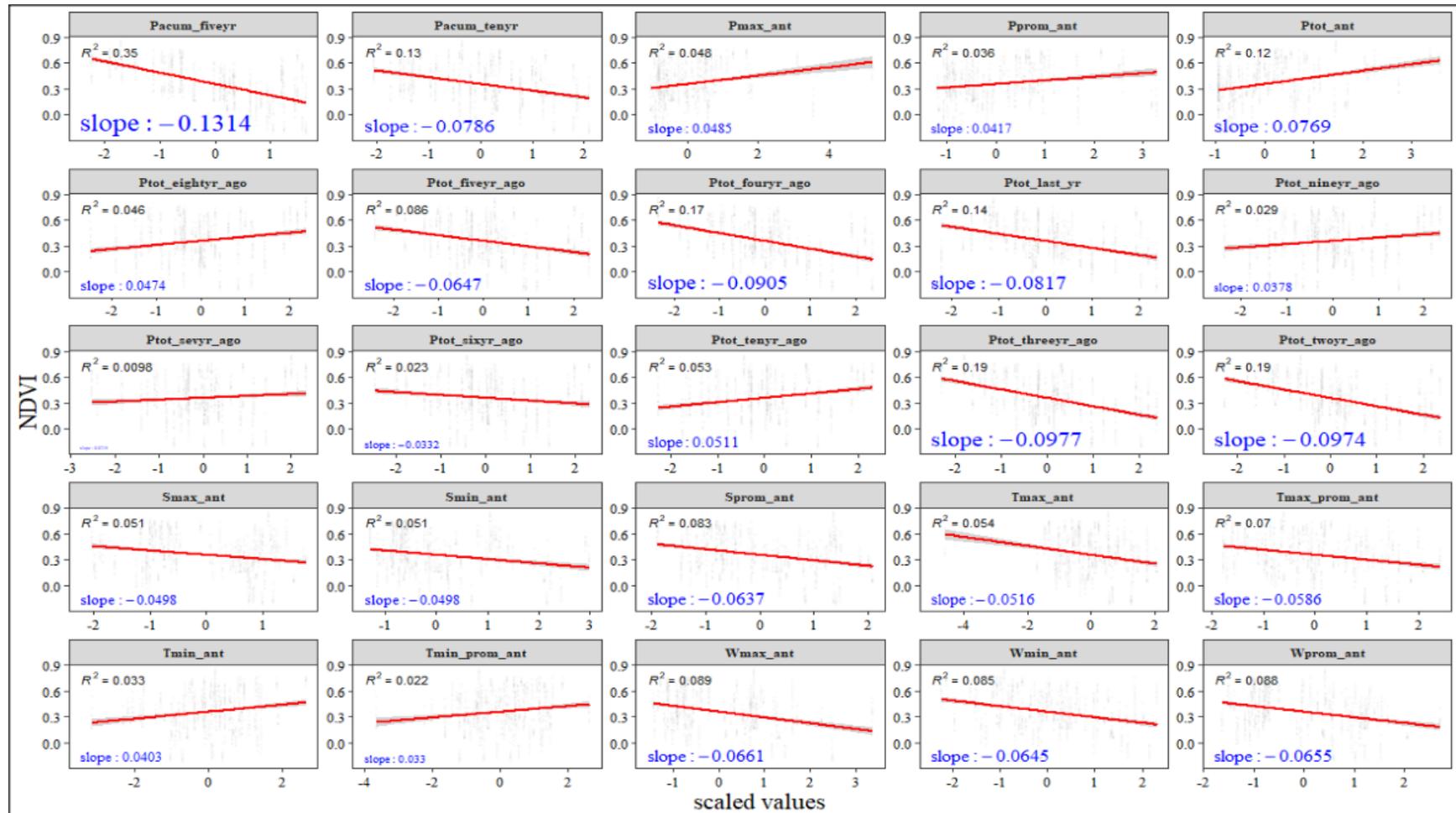
variable	estim	error	t	p	r2	stars
Pacum_fiveyr	-0.1165	0.004152	-28.07	3.72e-134	0.3924	* * *
Pacum_tenyr	-0.08741	0.004702	-18.59	3.986e-68	0.2208	* * *
Ptot_fouryr_ago	-0.08724	0.004704	-18.55	7.683e-68	0.2199	* * *
Ptot_threeyr_ago	-0.0798	0.004811	-16.59	7.223e-56	0.184	* * *
Ptot_twoyr_ago	-0.07909	0.004821	-16.4	8.343e-55	0.1807	* * *
Ptot_fiveyr_ago	-0.07507	0.004873	-15.4	4.682e-49	0.1628	* * *
Ptot_last_yr	-0.06278	0.005014	-12.52	6.221e-34	0.1139	* * *
Ptot_sixyr_ago	-0.04107	0.005195	-7.906	5.909e-15	0.0487	* * *
Ptot_eightyr_ago	0.02966	0.005258	5.64	2.111e-08	0.0254	* * *
Ptot_tenyr_ago	0.02779	0.005266	5.277	1.552e-07	0.0223	* * *
Ptot_ant	0.02715	0.005269	5.154	2.979e-07	0.0213	* * *
wmin_ant	-0.01734	0.005303	-3.27	0.001106	0.0087	* *
Ptot_nineyr_ago	0.01644	0.005305	3.099	0.001986	0.0078	* *
Smax_ant	0.01563	0.005307	2.946	0.003283	0.0071	* *
Pmax_ant	0.01323	0.005313	2.489	0.01293	0.0051	*
Smin_ant	-0.01311	0.005313	-2.467	0.01375	0.005	*
Tmax_prom_ant	0.01276	0.005314	2.402	0.01648	0.0047	*
Tmax_ant	0.009654	0.005319	1.815	0.06977	0.0027	.
wprom_ant	0.008745	0.00532	1.644	0.1005	0.0022	
Pprom_ant	0.006723	0.005323	1.263	0.2068	0.0013	
Ptot_sevyr_ago	0.005277	0.005324	0.9912	0.3218	8e-04	
Tmin_ant	0.003514	0.005325	0.6599	0.5094	4e-04	
Sprom_ant	-0.001585	0.005326	-0.2977	0.766	1e-04	
Tmin_prom_ant	0.0005373	0.005326	0.1009	0.9197	0	
wmax_ant	0.0005086	0.005326	0.0955	0.9239	0	

Tabla de modelos para la evaluación de variables florísticas, antrópicas y relacionadas con el suelo.

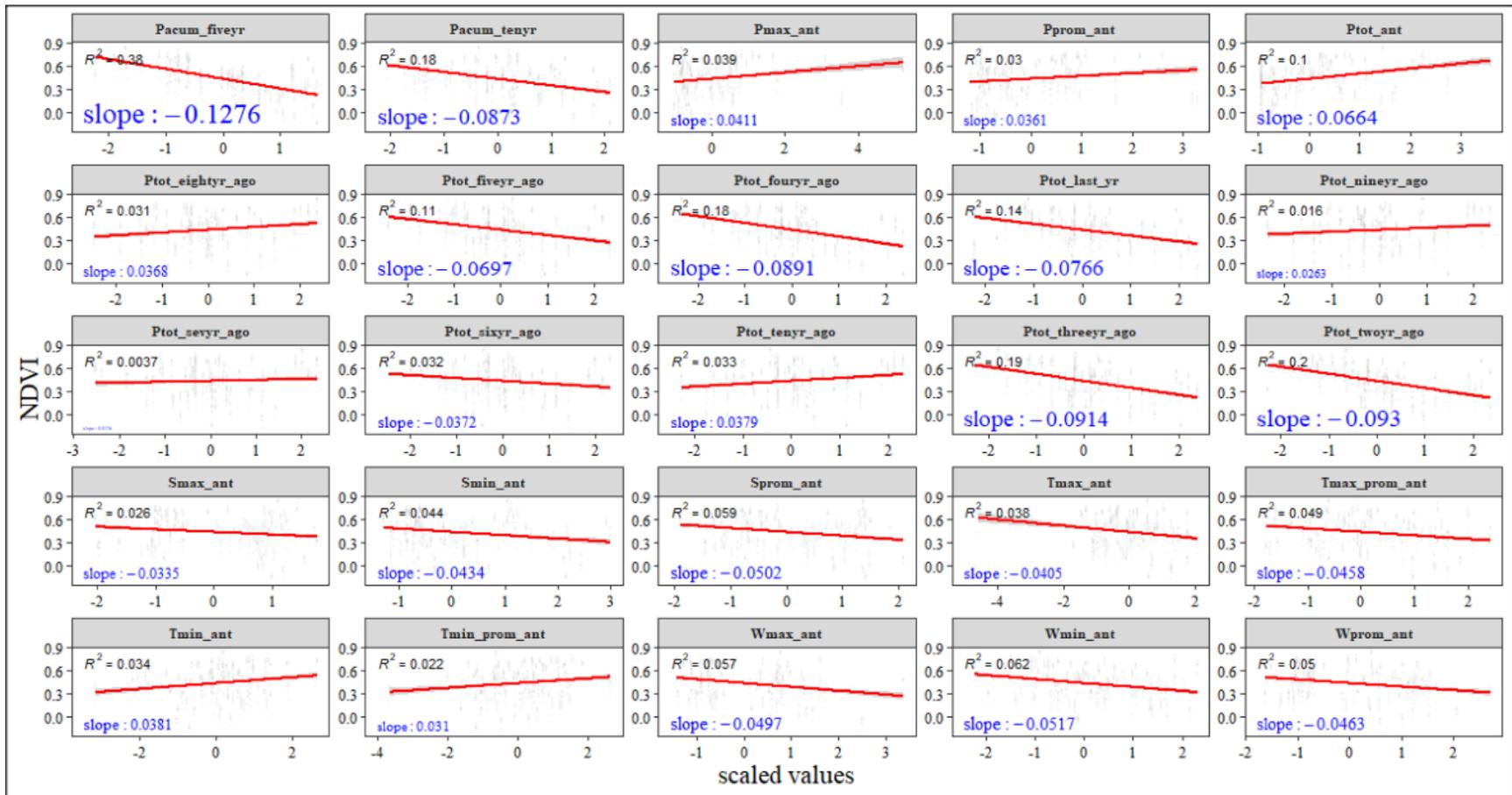
variable	estim	error	t	p	r2	stars	lab
cober.dose1	0.04512	0.006273	7.192	3.623e-08	0.6178	***	p < 0.001
ph	-0.03745	0.007691	-4.87	2.903e-05	0.4256	***	p < 0.001
Dens_apar	-0.03379	0.008203	-4.119	0.0002502	0.3465	***	p < 0.001
Abun_Quercus	0.03206	0.008418	3.808	0.0005981	0.3119	***	p < 0.001
altura.dose1	0.03145	0.008489	3.704	0.0007973	0.3001	***	p < 0.001
Sp_rich	0.02528	0.009111	2.775	0.009149	0.1939	**	p = 0.009
mgC_kg	0.02329	0.009275	2.512	0.01726	0.1647	*	p = 0.017
porc_arcilla	-0.02276	0.009316	-2.443	0.02027	0.1572	*	p = 0.02
Abun_fol_peq	-0.0222	0.009358	-2.372	0.02385	0.1496	*	p = 0.024
mgN_kg	0.01937	0.009553	2.028	0.05099	0.1139	.	0.05 < p < 0.1
pendiente	0.0186	0.0096	1.937	0.06158	0.105	.	0.05 < p < 0.1
prom_porc_mo	0.01492	0.009799	1.523	0.1375	0.0676		NS
resist.psi	-0.01266	0.009898	-1.279	0.2101	0.0486		NS
porc_limo	0.01204	0.009922	1.213	0.234	0.044		NS
mgF_kg	0.01195	0.009926	1.204	0.2376	0.0433		NS
exposicion.grado	-0.009643	0.01	-0.964	0.3423	0.0282		NS
Heces	-0.00895	0.01002	-0.8928	0.3786	0.0243		NS
Senderos	-0.00636	0.01009	-0.6306	0.5328	0.0123		NS
porc_arena	0.004318	0.01012	0.4267	0.6725	0.0057		NS

Anexo 3. Gráficos de dispersión con líneas de tendencia, desarrollado con a partir de los modelos lineales. En cada uno se encuentran los valores del coeficiente de determinación R2 y de la pendiente (slope).

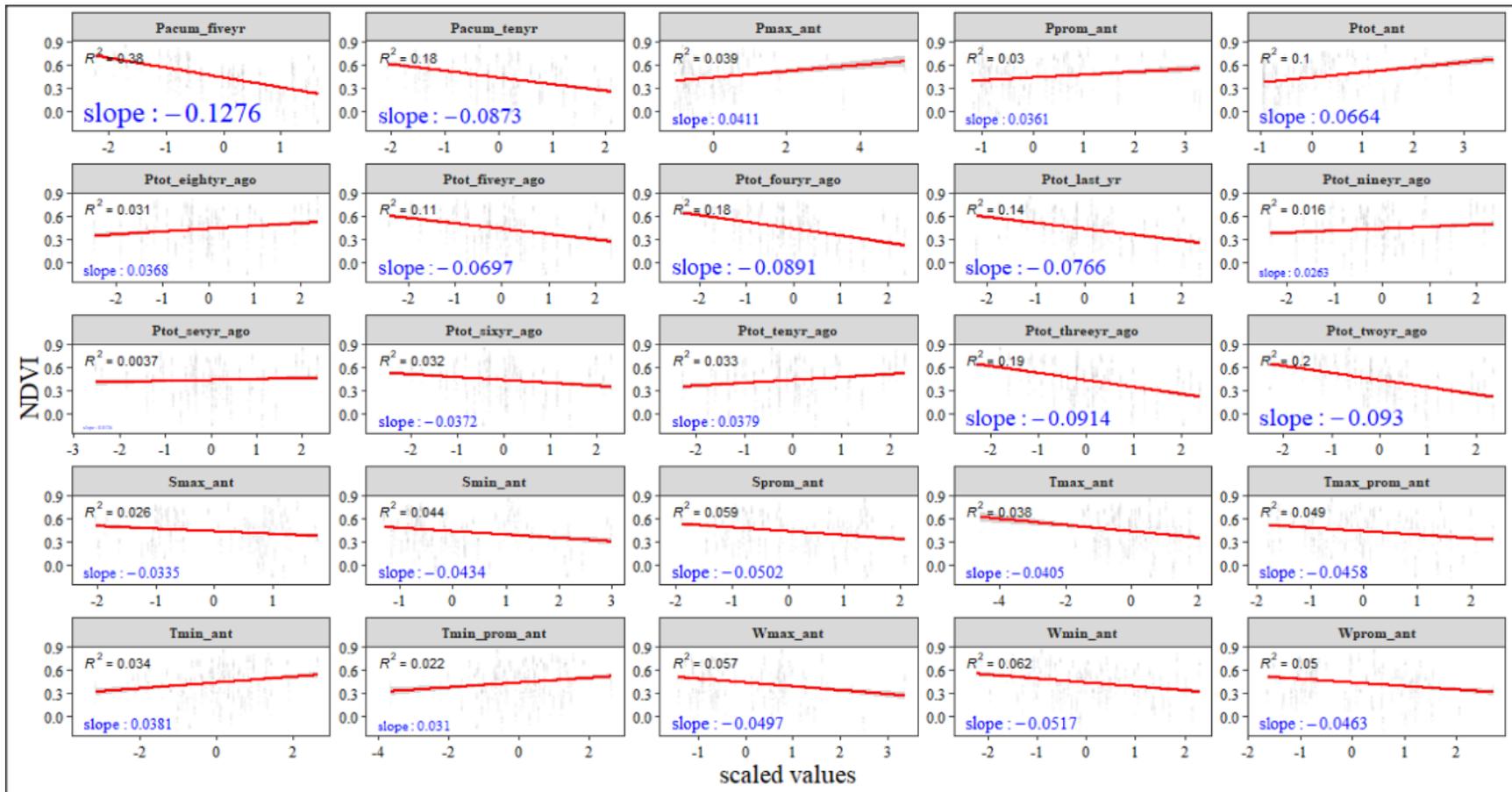
Gráficos para el grupo de ganado + milpa



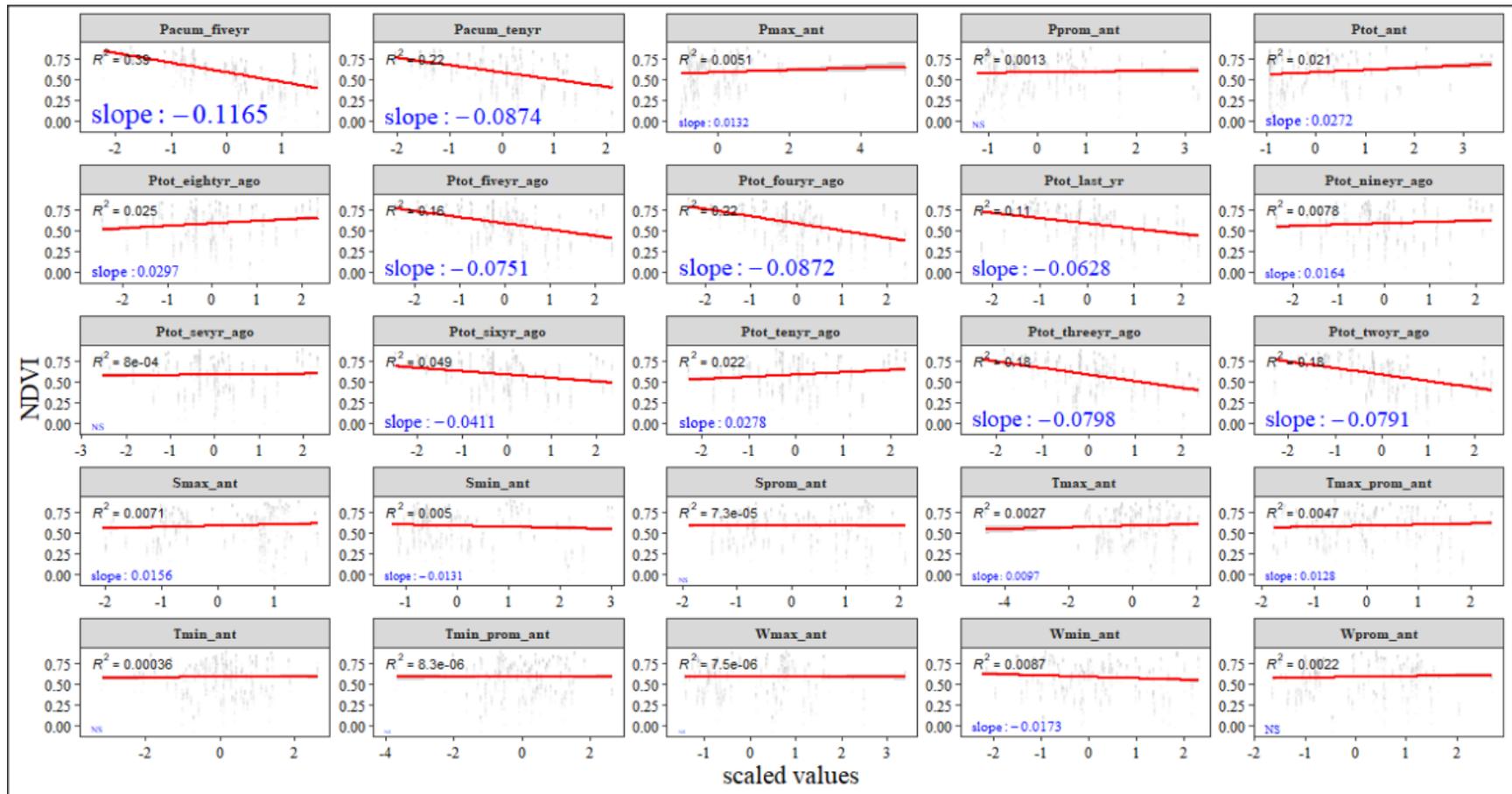
Gráficos para el grupo de ganado



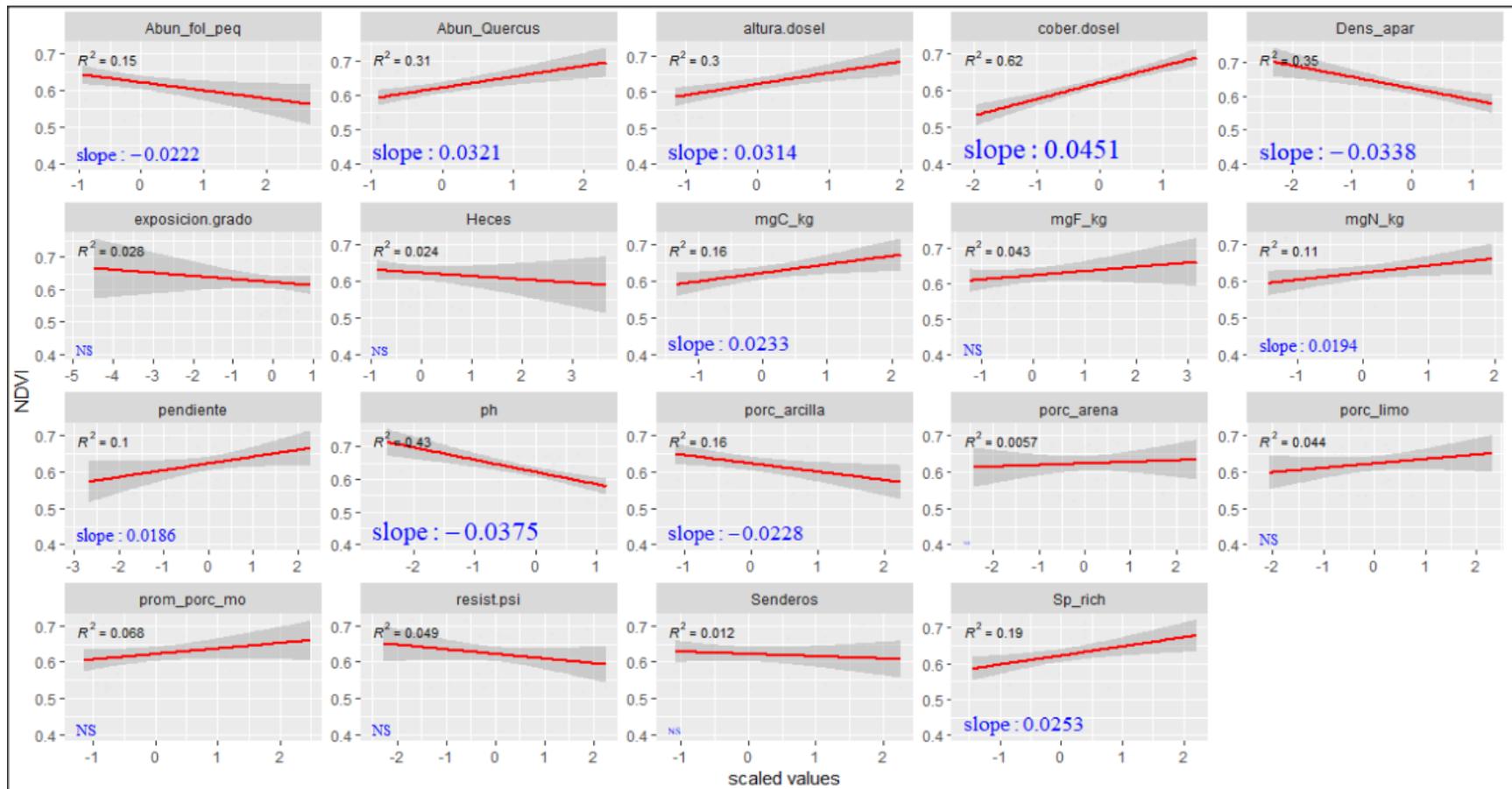
Gráficos para el grupo de poca actividad o poco disturbio



Gráficos para el grupo de bosque

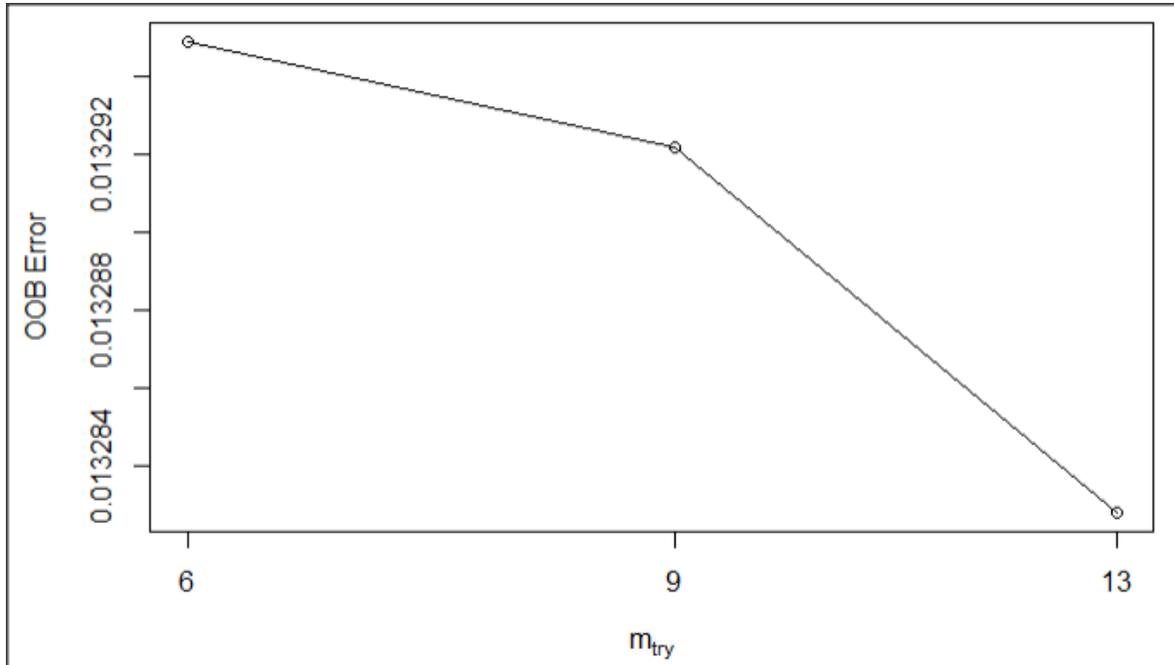


Gráficos para la evaluación de la relación con variables florísticas, antrópicas y relacionadas con el suelo.



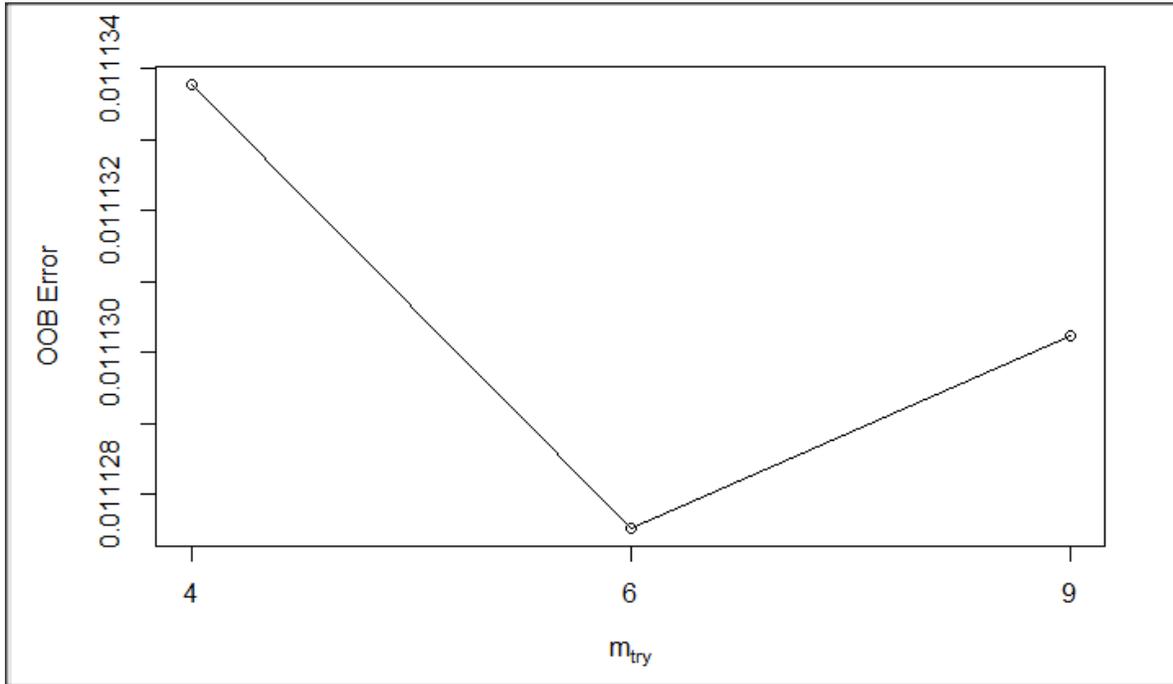
Anexo 4. Gráfico de optimización de hiperparámetro m_{try} de evaluación de variables para cada nodo del algoritmo de Random Forest.

Gráfico de optimización para variables climáticas



Optimización de hiperparámetro m_{try} , el cual está relacionado con el número óptimo de variables a evaluar en cada nodo de los árboles del algoritmo RF. En este caso el número óptimo son 13 variables. Esta optimización se realizó para permutar 500 árboles y con 1000 iteraciones.

Gráfico de optimización para variables florísticas, antrópicas y relacionadas con el suelo.



Optimización de hiperparámetro mtry, el cual está relacionado con el número óptimo de variables a evaluar en cada nodo de los árboles del algoritmo RF. En este caso el número óptimo son 6 variables. Esta optimización se realizó para permutar 500 árboles y con 1000 iteraciones.