



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN GEOGRAFÍA

PREDICTORES AMBIENTALES Y ESPECTRALES DE LA RIQUEZA Y ABUNDANCIA DE PLANTAS
VASCULARES EN UNA REGIÓN ÁRIDA DE MÉXICO

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
DOCTOR EN GEOGRAFÍA

PRESENTA:
JOEL CUAUHTÉMOC ROSAS ÁVILA

DIRECTOR DE TESIS
DR. JOSÉ LÓPEZ GARCÍA
INSTITUTO DE GEOGRAFÍA – UNAM

CIUDAD UNIVERSITARIA, CDMX, SEPTIEMBRE 2022



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

PREDICTORES AMBIENTALES Y ESPECTRALES DE LA RIQUEZA Y ABUNDANCIA DE PLANTAS VASCULARES EN UNA REGIÓN ÁRIDA DE MÉXICO

Septiembre 2022

FACULTAD DE FILOSOFÍA Y LETRAS
POSGRADO EN GEOGRAFÍA

MIEMBROS DEL COMITÉ TUTOR

TUTOR:

DR. JOSÉ LÓPEZ GARCÍA

COMITÉ TUTOR:

DRA. LILIA DE LOURDES MANZO DELGADO
INSTITUTO DE GEOGRAFÍA – UNAM

DR. ARTURO GARCÍA ROMERO
INSTITUTO DE GEOGRAFÍA – UNAM

DRA. NIZA GÁMEZ TAMARIZ
FACULTAD DE CIENCIAS - UNAM

DR. CARLOS FABIÁN VARGAS MENDOZA
ESCUELA NACIONAL DE CIENCIAS BIOLÓGICAS - IPN

DR. GUSTAVO MANUEL CRUZ BELLO
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA - UNIDAD CUAJIMALPA



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MEXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN GEOGRAFÍA

PREDICTORES AMBIENTALES Y ESPECTRALES DE LA RIQUEZA Y ABUNDANCIA DE
PLANTAS VASCULARES EN UNA REGIÓN ÁRIDA DE MÉXICO

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
DOCTOR EN GEOGRAFÍA

PRESENTA:

JOEL CUAUHTÉMOC ROSAS ÁVILA

DIRECTOR DE TESIS

DR. JOSÉ LÓPEZ GARCÍA

INSTITUTO DE GEOGRAFÍA

CIUDAD UNIVERSITARIA, CDMX, SEPTIEMBRE 2022

Resumen

La estructura general de la presente investigación está conformada por una introducción y tres capítulos, los cuales muestran un orden ascendente en cuanto a la estrategia de análisis, ya que parte de los resultados obtenidos en un capítulo son empleados en el diseño metodológico del apartado siguiente. La estructura de cada capítulo incluye una serie de puntos relacionados con (1) el diseño de la investigación, (2) la generación de bases de datos, (3) los análisis estadísticos y cartográficos, (4) los resultados, (5) la discusión y (6) las conclusiones. De acuerdo con los seis puntos mencionados, a continuación se presenta el resumen de cada uno de los capítulos.

CAPÍTULO 1. Análisis multicriterio para la delimitación de una región árida del centro de México

Debido a las ambigüedades que se presentan en torno a lo que se concibe como el Valle del Mezquital y que se manifiestan en una multiplicidad de delimitaciones, las cuales parten de distintos enfoques y criterios como son hidrológicos o administrativos, se realizó un análisis multicriterio para establecer los límites y características distintivas de dicha región. Los aspectos considerados para el análisis incluyeron cuestiones estructurales, climáticas, geomorfométricas e históricas. Los resultados obtenidos permitieron establecer que el Valle del Mezquital se distingue por presentar el 55% de las localidades históricas de la etnia hñahñu, relieves de curvatura lineal modelados sobre rocas volcanoclásticas, temperaturas y precipitaciones propias de un ambiente árido que resulta afín a *Prosopis laevigata* (mezquite) así como suelos de tipo Feozem y Vertisol. Dichas características intrínsecas de la región determinan la identidad endógena, favorecen la indicación geográfica y sirven de referencia para un adecuado manejo y gestión de los recursos naturales en el Valle del Mezquital

Palabras clave: Mezquite; hñahñu; aridez; región; análisis multicriterio.

El capítulo se encuentra publicado en Acta Universitaria, revista científica multidisciplinaria arbitrada e indexada por CONACyT y que es publicada por la Universidad Autónoma de Guanajuato. La cita de la publicación es:

Joel Rosas Ávila, Arturo García Romero, José López García, & Lilia Manzo Delgado. (2015). Análisis multicriterio para la delimitación de una región árida del centro de México. Acta universitaria, 25(4), 11-25. <https://doi.org/10.15174/au.2015.772>

CAPÍTULO 2. La vegetación del Valle del Mezquital y su relación con el aspecto y la pendiente

Los mapas de vegetación son información base para diversos estudios de corte ecológicos, florísticos y de ordenamiento territorial. La zona semiárida del Valle del Mezquital carece de un mapeo reciente de su vegetación a una escala inferior a 1:250000, por lo que, a partir del análisis de dos imágenes de satélite Landsat 8 *OLI* corregidas atmosférica y radiométricamente se realizó una clasificación supervisada con base en el método de máxima verosimilitud, validada a partir de 70 sitios de verificación por clase. Posteriormente, se evaluó el efecto de la exposición topográfica, la pendiente y el factor de longitud de la pendiente sobre la riqueza (S) y densidad (N) de plantas vasculares. La clasificación indicó que la vegetación está restringida a las laderas de los cerros y serranías. En ellos se presentan matorrales conformados por un mayor número de especies leñosas o bien matorrales en donde las cactáceas son predominantes, los primeros están ubicados sobre roca ígnea mientras que los segundos sobre roca caliza. La S en los matorrales es de 12.6 ± 0.96 especies/100m², la N de 9,804 individuos/hectárea y la diversidad de Shannon (H') = 2.77 ± 0.13 . La S y N promedio presentaron una exposición preferencial, de manera que las laderas norte albergan un mayor número de especies mientras que las laderas oeste tienen una mayor densidad. Los resultados obtenidos contribuyen al entendimiento de la distribución de los matorrales xerófilos y aportan elementos para la zonificación y delimitación de áreas de conservación en la región.

Palabras clave: Vegetación; leñosas; suculentas; clasificación supervisada; aspecto; pendiente.

CAPÍTULO 3. Predictores espectrales de la riqueza y abundancia de plantas vasculares en los matorrales xerófilos

Hasta el momento, no se han realizado estudios que empleen de manera conjunta factores ambientales y la información de sensores remotos para estimar la riqueza (S) y la abundancia (N) de plantas vasculares en los matorrales xerófilos. Por lo tanto, se plantea que la información espectral, climática y topográfica es explicativa de S y N debido a que reflejan la heterogeneidad ambiental subyacente. Los modelos lineales generalizados (*GLM*) obtenidos, incluyeron variables relacionadas con el estado fenológico (índice de vegetación de diferencia normalizada, *NDVI*), el crecimiento (temperaturas extremas, insolación total e insolación diaria), la disponibilidad de agua (Infrarrojo de onda corta y precipitación del mes más húmedo) y el establecimiento (pendiente, posición topográfica y rugosidad terreno) de las plantas vasculares. Se concluye que las variables explicativas de S y N están representadas por la triada Clima-Topografía- Reflectancia (CTR), cuyas variables más relevantes difieren entre plantas leñosas y suculentas.

Palabras clave: Heterogeneidad ambiental; *GLM*; matorrales xerófilos; sensor *OLI*; riqueza y abundancia vegetal.

Contenido

Resumen	i
Lista de ilustraciones	v
Lista de tablas	vi
Lista de mapas	vii
Lista de ecuaciones	viii
Introducción	1
La heterogeneidad y la escala	2
Las zonas áridas.....	4
Planteamiento del problema e hipótesis	8
Hipótesis de trabajo.....	9
Objetivos	11
Materiales y métodos	12
Área en estudio: delimitación y ubicación.....	12
Muestreo de la vegetación	13
Datos ambientales	13
Capítulo 1 Análisis multicriterio para la delimitación de una región árida del centro de México	15
1.1 Introducción	15
1.2 Materiales y métodos.....	17
1.3 Resultados	27
1.4 Discusión.....	34
1.5 Conclusiones.....	37
Capítulo 2 La vegetación del Valle del Mezquital y su relación con el aspecto y la pendiente	39
2.1 Introducción	39
2.2 Material y métodos	41
2.2.1 Estructura horizontal de la vegetación.....	43
2.2.2 Riqueza de plantas vasculares del Valle del Mezquital	45
2.2.3 Factores topográficos.....	46
2.3 Resultados	48
2.3.1 Clasificación de imágenes satelitales: estructura horizontal.....	48
2.3.2 Riqueza de plantas vasculares del Valle del Mezquital	53
2.3.1 La topografía y su relación con la riqueza y abundancia de plantas vasculares.....	65
2.4 Discusión.....	69
2.5 Conclusiones.....	72

Capítulo 3	Predictores ambientales y espectrales de la riqueza y abundancia de plantas vasculares en una región árida de México	73
3.1	Introducción	73
3.2	Material y Métodos	76
3.2.1	Área en estudio	76
3.2.2	Variables predictoras	76
3.2.3	Estimación riqueza y abundancia de plantas vasculares	85
3.3	Resultados	87
3.3.1	Variables predictoras	87
3.3.2	Reducción de variables	92
3.3.3	Estimación riqueza y abundancia de especies de plantas vasculares	96
3.4	Discusión	109
3.5	Conclusiones	115
	Referencias	117
	Anexo A. Validación de los supuestos de la prueba de ANOVA	142
	Anexo B. Estaciones meteorológicas	145
	Anexo C. Álgebra de mapas realizada en QGIS	147
	Anexo D. Scripts de R	148
	Anexo F. Gráficas de correlación de variables	154

Lista de ilustraciones

Ilustraciones Capítulo 1

<i>Ilustración 1.1. Flujo de trabajo seguido para la delimitación del Valle del Mezquital.</i>	18
<i>Ilustración 1.2. Criterios utilizados en la delimitación del Valle del Mezquital.</i>	28

Ilustraciones Capítulo 2

<i>Ilustración 2.1. Climodiagramas del Valle del Mezquital (CONAGUA, 2019).</i>	42
<i>Ilustración 2.2. Relación global entre la riqueza de especies y la diversidad de Shannon.</i>	55
<i>Ilustración 2.3. Relación entre la riqueza de especies y la diversidad de Shannon para leñosas.</i>	55
<i>Ilustración 2.4. Relación entre la riqueza de especies y la diversidad de Shannon para suculentas.</i>	56
<i>Ilustración 2.5. Diagrama de rosa de la riqueza de plantas vasculares (S), riqueza de leñosas (SL) y riqueza de suculentas (SS) por orientación de ladera en el Valle del Mezquital.</i>	66
<i>Ilustración 2.6. Diagrama de rosa de la abundancia de plantas vasculares (N), abundancia de leñosas (NL) y abundancia de suculentas (NS) por orientación de ladera en el Valle del Mezquital.</i>	67

Ilustraciones Capítulo 3

<i>Ilustración 3.1. Trabajo realizado para la estimación de la riqueza y abundancia de plantas vasculares en los matorrales xerófilos del Valle del Mezquital.</i>	78
<i>Ilustración 3.2. Valores mensuales del NDVI: a) por tipo de vegetación; b) por tipo de asociación</i>	88
<i>Ilustración 3.3. ACP de las variables climáticas: a) Gráfica de variables; b) Gráfica de variables y tipo de vegetación.</i>	93
<i>Ilustración 3.4. ACP de las variables topográficas: a) Gráfica de variables; b) Gráfica de variables y tipo de vegetación.</i>	93
<i>Ilustración 3.5. ACP para el NDVI: a) Gráfica de correlación de variables; b) Gráfica de variables y tipo de vegetación</i>	93
<i>Ilustración 3.6. ACP de las variables espectrales del 02 de enero de 2015: a) Gráfica de variables; b) Gráfica de variables y tipo de vegetación.</i>	94
<i>Ilustración 3.7. ACP de las variables espectrales del 19 de febrero de 2015: a) Gráfica de variables; b) Gráfica de variables y tipo de vegetación.</i>	94
<i>Ilustración 3.8. ACP de las variables espectrales del 27 de julio 2015: a) Gráfica de variables; b) Gráfica de variables y tipo de vegetación.</i>	94
<i>Ilustración 3.9. ACP para Enero: a) Gráfica de variables; b) Gráfica de variables y tipo de vegetación</i>	95
<i>Ilustración 3.10. ACP para Febrero: a) Gráfica de variables; b) Gráfica de variables y tipo de vegetación</i>	95
<i>Ilustración 3.11. ACP para Julio: a) Gráfica de variables; b) Gráfica de variables y tipo de vegetación</i>	95
<i>Ilustración 3.12. Gráficas de validación para los modelos lineales generalizados (GLM) con ajuste espacial</i>	97
<i>Ilustración 3.13. Correlogramas para la I de Moran en función del aumento de la distancia entre sitios (lags)</i>	98

Lista de tablas

Tablas Capítulo 1

Tabla 1.1. Trabajos en los que se considera como área en estudio el Valle del Mezquital	19
Tabla 1.2. Componentes y criterios empleados en el análisis multicriterio. Modificado de Yan-Sui et al. (2006).....	23
Tabla 1.3. Escala de comparación por pares (Saaty, 2008).....	26
Tabla 1.4. Matriz de comparación por pares.	26
Tabla 1.5. Matriz de criterios normalizada.....	26
Tabla 1.6. Pesos, productos, lambda (λ) e índices.....	26
Tabla 1.7. Superficie y proporción de la clase de mayor representatividad de criterios del Valle del Mezquital (clase 5).....	29
Tabla 1.8. Kappa de cantidad y Kappa de ubicación de la comparación entre los métodos ME y AHP.	34

Tablas Capítulo 2

Tabla 2.1. Descripción del clima imperante en el Valle del Mezquital (García, 2004).....	41
Tabla 2.2. Clases y esquematización de la exposición topográfica.	47
Tabla 2.3. Clases de pendiente.	48
Tabla 2.4. Clases del Factor de Longitud de la Pendiente (LSF).....	48
Tabla 2.5. Intervalo de confianza (IC) para la exactitud global.....	49
Tabla 2.6. Matriz de confusión por temporada (dic 2014 y jun 2015).....	49
Tabla 2.7. Intervalos de confianza para la exactitud de productor (error de omisión).	52
Tabla 2.8. Intervalos de confianza para la exactitud del usuario (error de comisión).....	52
Tabla 2.9. Riqueza y diversidad vegetal en el matorral xerófilo y encinar del Valle del Mezquital.	53
Tabla 2.10. Índices de riqueza y diversidad para plantas leñosas y suculentas en el Valle del Mezquital.	54
Tabla 2.11. Estadístico T y p valores obtenidos para la riqueza (S) y abundancia (N) de especies de plantas vasculares.	65
Tabla 2.12. Valores promedio de riqueza (S, SL y SS) y abundancia (N, NL, NS) de plantas vasculares en función de la orientación de ladera.....	68
Tabla 2.13. Valores promedio de riqueza (S, SL y SS) y abundancia (N, NL, NS) de plantas vasculares en función de la pendiente del terreno.	68
Tabla 2.14. Valores promedio de riqueza (S, SL y SS) y abundancia (N, NL, NS) de plantas vasculares en función del Factor de Longitud de la Pendiente (LSF).....	68
Tabla 2.15. Resumen de las pruebas de Kruskal – Wallis y ANOVA realizadas para evaluar diferencias entre la riqueza y abundancias de plantas vasculares	68

Tablas Capítulo 3

Tabla 3.1. Variables predictoras consideradas para la estimación de la riqueza y la abundancia de plantas vasculares en los matorrales xerófilos del Valle del Mezquital.	77
Tabla 3.2. Variables climáticas.....	81
Tabla 3.3. Variables topográficas.....	82
Tabla 3.4. Constantes de la regresión lineal obtenidas para la estimación de la temperatura mensual.....	87
Tabla 3.5. Ecuaciones obtenidas para la estimación de la precipitación mensual.....	87
Tabla 3.6. Resumen del modelo lineal generalizado para la estimación de S.	99
Tabla 3.7. Resumen del modelo lineal generalizado para la estimación de N.	99
Tabla 3.8. Resumen del modelo lineal generalizado para la estimación de SL.	100
Tabla 3.9. Resumen del modelo lineal generalizado para la estimación de NL.....	100
Tabla 3.10. Resumen del modelo lineal generalizado para la estimación de SS.	101
Tabla 3.11. Resumen del modelo lineal generalizado para la estimación de NS.	101

Lista de mapas

Mapas Capítulo 1

Mapa 1.1. Localización del área en estudio y límites propuestos por otros autores.	20
Mapa 1.2. Modelo de delimitación del Valle del Mezquital obtenido por el ME.....	30
Mapa 1.3. Modelo de delimitación del Valle del Mezquital obtenido por el método de AHP.	31
Mapa 1.4. Áreas de la Clase 5 (mayor % representatividad de criterios).	32
Mapa 1.5. Mapa de similitud (superficies homogéneas).	33

Mapas Capítulo 2

Mapa 2.1. Vegetación del Valle del Mezquital 1 de diciembre 2014.	50
Mapa 2.2. Vegetación del Valle del Mezquital 16 de junio 2015.	51
Mapa 2.3. Abundancia (N) de plantas vasculares por sitio de muestreo de 100 m ²	58
Mapa 2.4. Riqueza (S) de plantas vasculares por sitio de muestreo de 100 m ²	59
Mapa 2.5. Diversidad de Simpson (1-λ) de plantas vasculares por sitio de muestreo de 100 m ²	60
Mapa 2.6. Diversidad observada (H') de plantas vasculares por sitio de muestreo de 100 m ²	61
Mapa 2.7. Abundancia de plantas leñosas (NL) y suculentas (NS) en el Valle del Mezquital.....	62
Mapa 2.8. Riqueza de plantas leñosas (SL) y suculentas (SS) en el Valle del Mezquital.....	63
Mapa 2.9. Riqueza (S) y diversidad verdadera (D) en el Valle del Mezquital.	64

Mapas Capítulo 3

Mapa 3.1. Temperatura media mensual en la cuenca del río Moctezuma	89
Mapa 3.2. Precipitación mensual en la cuenca del río Moctezuma	89
Mapa 3.3. Pendiente del terreno (grados) en cuenca del río Moctezuma.	90
Mapa 3.4. Índice de humedad topográfica en la cuenca del río Moctezuma..	90
Mapa 3.5. NDVI para el 2 de enero de 2015 en la cuenca del río Moctezuma.....	91
Mapa 3.6. NDVI para el 27 de julio de 2015 en la cuenca del río Moctezuma.	91
Mapa 3.7. Riqueza de especies (S/100 m ²) de plantas vasculares en el Valle del Mezquital.	103
Mapa 3.8. Densidad (N/100 m ²) de plantas vasculares en el Valle del Mezquital.	104
Mapa 3.9. Riqueza de especies de plantas leñosas (SL/100 m ²) en el Valle del Mezquital.	105
Mapa 3.10. Densidad de plantas leñosas (NL/100 m ²) en el Valle del Mezquital.	106
Mapa 3.11. Riqueza de especies de plantas suculentas (SS/100 m ²) en el Valle del Mezquital.	107
Mapa 3.12. Densidad de plantas suculentas (NS/100 m ²) en el Valle del Mezquital.	108

Lista de ecuaciones

Ecuaciones Capítulo 1

<i>Ecuación 1.1. Suma ponderada de criterios</i>	24
<i>Ecuación 1.2. Suma ponderada de componentes</i>	24
<i>Ecuación 1.3. Índice de consistencia</i>	24
<i>Ecuación 1.4. Relación de consistencia</i>	25
<i>Ecuación 1.5. Suma pondera AHP</i>	25

Ecuaciones Capítulo 2

<i>Ecuación 2.1. Exactitud total</i>	44
<i>Ecuación 2.2. Intervalo de confianza de la Exactitud Total</i>	44
<i>Ecuación 2.3. Coeficiente Kappa</i>	45
<i>Ecuación 2.4. Índice de Simpson</i>	45
<i>Ecuación 2.5. índice de Shannon y Weaver</i>	46
<i>Ecuación 2.6. Índices de Equidad</i>	46
<i>Ecuación 2.7. Diversidad máxima</i>	46

Ecuaciones Capítulo 3

<i>Ecuación 3.1. Gradiente térmico</i>	79
<i>Ecuación 3.2. Índice de Continentalidad térmico</i>	79
<i>Ecuación 3.3. Regresión múltiple</i>	80
<i>Ecuación 3.4. Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada</i>	84
<i>Ecuación 3.5. Cuadrado de los pesos del PLS</i>	86
<i>Ecuación 3.6. Estimación de la Devianza</i>	86
<i>Ecuación 3.7. Modelo explicativo de S</i>	99
<i>Ecuación 3.8. Modelo explicativo de N</i>	99
<i>Ecuación 3.9. Modelo explicativo de SL</i>	100
<i>Ecuación 3.10. Modelo explicativo de NL</i>	100
<i>Ecuación 3.11. Modelo explicativo de SS</i>	101
<i>Ecuación 3.12. Modelo explicativo de NS</i>	101

Introducción

La vegetación, es la manifestación fisonómica y estructural de la comunidad vegetal de una determinada área debido a la acción de los factores ambientales sobre el conjunto de especies de plantas que la conforman (Durán García y García Contreras, 2010). La vegetación presenta una distribución vertical y horizontal que revela el clima, el tipo de suelo, la disponibilidad de agua y de nutrientes, así como factores antrópicos y bióticos (Matteucci y Colma, 1981).

Las relaciones entre los factores ambientales y la distribución de la vegetación no se presentan de manera aislada (Rzedowski, 1978) más bien es el resultado de un conjunto de procesos históricos/evolutivos y ambientales que ocurren en la comunidad y que determinan las condiciones ambientales dominantes en un espacio y tiempo determinado (Durán García y García Contreras, 2010; Matteucci y Colma, 1981).

La vegetación se manifiesta en un número finito de expresiones como: bosques, matorrales, pastizales, manglares, palmares, entre otras (Matteucci y Colma, 1981; Rzedowski, 1978); las cuales suelen presentar una serie de características bien definidas en términos de climáticos (García, 2004) por lo que su composición implica que ciertas especies se encuentren en un espacio y ambiente determinado con mayor frecuencia de lo esperado por azar.

Las causas por las que ciertas especies vegetales se establecen en una misma área se explican por el hecho de que presentan requerimientos ambientales similares relacionados con factores como horas luz, temperatura, agua, drenaje y nutrientes del suelo (Terradas, 2001). Establecer la relación de las especies que conforman la vegetación con los distintos parámetros estructurales que la caracterizan, cobra relevancia en términos de conservación y aprovechamiento ya que permite el entendimiento de la dinámica y estructura de las comunidades vegetales.

Una característica evidente de la vegetación es que ésta no se distribuye de manera homogénea (Koleff et al., 2009; Pla et al., 1979) ni al azar, sino que se agrega en **parches** y presenta gradientes (Legendre, 1993; Legendre y Fortin, 1989). Los parches representan unidades homogéneas en términos de composición de especies y conforman áreas naturales o modificadas por el hombre, entre las que se establecen relaciones espaciales, funcionales y de flujo de energía (Forman, 1995; Forman y Gordon, 1986).

Por lo tanto, la vegetación es un **mosaico** (conjunto de parches) en el que coexisten especies de plantas, las cuales conforman una unidad tanto estructural como funcional que tiende a hacer un uso de los recursos limitantes en su desarrollo (Rosa-Mera y Monroy-Ata, 2006). Este mosaico heterogéneo de parches de distintas formas, tamaños, tipos y orígenes, embebidos en una matriz ambiental que les confiere conectividad se denomina **paisaje** (Turner y Gardner, 2015) que a su vez forma parte del **espacio geográfico**, el cual es localizable, cartografiable y definible en términos del comportamiento de las variables físicas que establecen las relaciones hombre – naturaleza (Santos, 2000). El espacio geográfico, en su componente estrictamente material, será denominado espacio biótico o espacio natural y estará constituido por todos los elementos físico-naturales (Sánchez, 1990).

La heterogeneidad y la escala

Los patrones espaciales de la vegetación que se observan a través del tiempo y el espacio son propiedades importantes de las comunidades bióticas. Dichos patrones, son producto de la acción combinada de procesos externos (características ambientales) e internos (interacciones intra e inter específicas), los cuales definen su estructura, funcionamiento e historia biogeográfica (Fortin et al., 2002; Halffter y Moreno, 2005; Legendre y Legendre, 1998; Southwood, 1987). Por lo tanto, la abundancia y riqueza de las especies vegetales depende de las relaciones existentes entre características fisiográficas y climáticas de una región, así como de las características intrínsecas de las especies (Rzedowski, 1978; Sosa et al., 2006).

Para entender los patrones de la vegetación en un paisaje, se precisa cuantificar el mosaico que conforma así como identificar los factores que influyen en el patrón observado. Este enfoque, permite inferir los vínculos entre los procesos inherentes al paisaje y la forma en que las comunidades vegetales se organizan en el espacio (Maestre, 2006). Es decir, si describimos la heterogeneidad ambiental en términos de su variabilidad y distribución en el espacio, se obtiene un patrón espacial que puede estar relacionado con la vegetación (Csillag y Kabos, 2002).

Para la ecología vegetal, la **heterogeneidad ambiental** se entiende como la variación de los factores abióticos que influyen en los patrones espaciales de distribución y abundancia de las especies vegetales (Stewart et al., 2000). Dichos patrones, no son aleatorios (Maestre y Escudero, 2008); de aquí su relevancia para el entendimiento del funcionamiento de las comunidades y en el desarrollo de lo que se conoce como paradigma espacial de la ecología (Tilman y Kareiva, 1997).

Distintos autores han establecido, que la variación espacial de la riqueza de plantas está relacionada con la heterogeneidad ambiental (Gallardo-Cruz et al., 2009; Moser et al., 2005; Mutke y Barthlott, 2005; Pérez-García et al., 2010) la cual es producto de los eventos históricos ocurridos en el lugar (Ricklefs y Schluter, 1993; Zunino y Zullini, 2003).

La heterogeneidad ambiental ha sido analizada desde dos puntos de vista: **la geomorfológica y la climática**. En ambos casos se ha cuantificado su influencia sobre la distribución de la diversidad vegetal; relacionándose la variación del clima, del relieve y de las propiedades del suelo con la diversidad vegetal (Burnett et al., 1998; Brose, 2001; Honnay et al., 2002; Nichols et al., 1998).

La **heterogeneidad geomorfológica** queda manifiesta al no presentarse espacios idénticos, es decir un sitio tiene una localización y organización espacial particular (Matteucci y Colma, 1981). Los seres vivos que habitan un espacio físico concreto influyen en su configuración debido a que es modificado por la acción de los mismos organismos (Fortin y Dale, 2005; Saravia, 2009; Tilman, 1994).

La **heterogeneidad climática** incluye las fluctuaciones de temperatura y precipitación intrínsecas de un lugar, las cuales influyen en los patrones de distribución y abundancia de especies vegetales (Stewart et al., 2000); dichas fluctuaciones espaciales y temporales del ambiente impactan en el establecimiento, desarrollo, reproducción y supervivencia de las plantas (Santibáñez-Andrade et al., 2009), condiciones que definen a su vez la estructura vertical y horizontal de la vegetación.

La heterogeneidad depende de **la escala**, que desde el punto de vista de ecología del paisaje se define como la *dimensión espacial o temporal de un objeto o un proceso* (Turner & Gardner, 2015); los cuales tienen una escala característica de operatividad, ya puede generar distintos patrones a diferentes escalas, al estar regulado por diferentes mecanismos (Turner y Gardner, 2015).

Así mismo, es importante diferenciar entre (1) escala cartográfica y (2) escala de análisis; el primer caso se refiere al grado de reducción espacial, es decir la relación entre la distancia representada en el mapa y la distancia en la superficie terrestre, por ejemplo 1:10,000¹ (Turner y Gardner, 2015); mientras que en el segundo caso se hace referencia a únicamente a la extensión del área en estudio que puede ser local, regional o global (Riesco Chueca et al., 2008).

Gran cantidad de trabajos ecológicos realizados a una escala pequeña se han extrapolado a escalas grandes (Cueto, 2006). El resultado de extrapolar entre escalas cartográficas en ocasiones resulta inconsistente, ya que es posible que los cambios generen error y variación en las relaciones inferidas, entre las variables bióticas y los factores ambientales (Bengtsson, 2000). Establecer la escala adecuada en un trabajo de investigación permite la planificación, facilita la interpretación de los resultados, ayuda a encontrar explicaciones a nuestro problema de estudio (Cueto, 2006), además de reconocer parámetros como el tamaño de grano, la resolución espacial y el tamaño del área en estudio (Maestre et al., 2008).

Los objetivos, los métodos de estimación y las unidades evaluadas de los patrones espaciales de la vegetación suelen variar según la escala (Auerbach y Shmida, 1987; Chase et al., 2019; Priego-Santander et al., 2003), de modo que resulta común el empleo de las unidades de vegetación (KÜchler, 1988) así como los píxeles de las imágenes de satélites a diferentes resoluciones espaciales (Xie et al., 2008).

No existe una escala natural única en el que los fenómenos ecológicos deban ser estudiados ya que los sistemas generalmente muestran una variabilidad en función de la escala (Levin, 1992). Por lo tanto, al analizar la relación entre los determinantes ambientales y la diversidad de especies de plantas vasculares, es necesario definir la escala de análisis (Rosenzweig, 1995; Wiens, 1989) ya que varía en el espacio (Auerbach y Shmida, 1987; Bhattarai, 2018; Cornell y Karlson, 2018; Huston, 1994; Huston, 1999) y en el tiempo (Gusmão et al., 2019; Patrick et al., 2021; Petchey et al., 2002).

En términos de **escala espacial**, las interacciones biológicas como la depredación, la exclusión, la competencia, la facilitación, así como los efectos de perturbación desempeñan un papel importante a escala local (Huston, 1999; Whittaker, Willis, & Field, 2001) (Connell, 1978; Huston, 1999; Shimadzu et al., 2013; Whittaker et al., 2001), pero son irrelevantes para explicar patrones regionales y globales (Pausas et al., 2003; Peyre et al., 2019; Shmida y Wilson, 1985), para los cuales resultan determinantes los gradientes de temperatura, precipitación, altitud, tipo de suelo y pendiente (O'Brien, 1993; Tang et al., 2014; Yang et al., 2020).

Respecto a la **escala temporal**, las fluctuaciones climáticas, la dispersión y los procesos ecológicos sirven como criterios importantes para identificar niveles dentro de una jerarquía sobre las que operan determinados controladores (Brown et al., 2001; White et al., 2010). Por ejemplo, cambios en la materia orgánica del suelo a un nivel de observación de días revela fluctuaciones debido a la actividad del viento y los artrópodos; a una escala de años se manifiestan patrones estacionales de descomposición; mientras que a una escala de siglos se observa la materia orgánica se relacionan con la sucesión (Turner & Gardner, 2015).

¹ En cartografía, escala grande corresponde a una resolución fina (<1:50,000) y escala pequeña a una resolución gruesa (>1:100,000).

Los estudios de ecología del paisaje enfatizan la interacción entre el patrón espacial y el proceso ecológico, es decir, las causas y consecuencias de la heterogeneidad espacial en una variedad de escalas (Turner & Gardner, 2015). Por lo tanto, en un análisis de ecología del paisaje, se estudia la extensión de un fenómeno en un espacio y tiempo concreto (Turner & Gardner, 2015) a la par de las peculiaridades dadas por las interrelaciones de las especies y el ambiente (Kareiva, 1994; Pla et al., 1979; Tilman, 1994; Toledo y Moguel, 1992; 2015; Zunino y Zullini, 2003).

En este sentido, un aspecto que ha comenzado a explorarse y que ofrece gran potencial para avanzar en el entendimiento de la abundancia y los patrones de riqueza de especies en el espacio, es el uso de información proveniente de los sensores remotos así como de los modelos digitales de elevación, a partir de los cuales se puede derivar información relacionada con la heterogeneidad espectral y del terreno (Burnett et al., 1998a; Krishnaswamy et al., 2009; Li et al., 2014; Nichols et al., 1998; St-Louis et al., 2009; Warren et al., 2014; Wiens et al., 2009).

Las zonas áridas

Las zonas áridas cubren aproximadamente el 41% de la superficie del mundo y proporcionan importantes servicios ecosistémicos, pero el cambio de uso del suelo y el cambio climático ejercen una presión considerable sobre estos ecosistemas (Sonnenschein et al., 2011). En México, las zonas áridas cubren un área que representa del 52% al 63% de la superficie continental del país (Díaz-Padilla et al., 2011; García, 1990), muestran condiciones restringidas de humedad, están limitadas a una estación muy corta de precipitación al año (González Medrano, 2012; Solís, 1992; Soto et al., 2000), sus niveles de evaporación representan una gran pérdida de agua hacia la atmósfera (Meigs, 1953; Thornthwaite, 1948; Trewartha, 1954), ostentan suelos bien consolidados sobre superficies con escasa pendiente y una vegetación muy diversa con alta riqueza de especies (Rzedowski, 1978).

Se estima que las zonas áridas de México albergan unas 6000 especies vegetales, de las cuales, un poco más del 50 % son microendémicas (González Medrano, 2012) por lo que poseen gran valor biológico ya que incluyen muchos ecosistemas únicos con un alto nivel de endemismo. Son hogar de muchas especies amenazadas, desempeñan una importante función como centros de diversidad de muchos recursos genéticos y albergan el 18% de la población humana de México (Cervantes Ramírez, 2002; Flores Olvera, 2011; González Medrano, 2012; Rzedowski, 1978; Shreve y Wiggins, 1964).

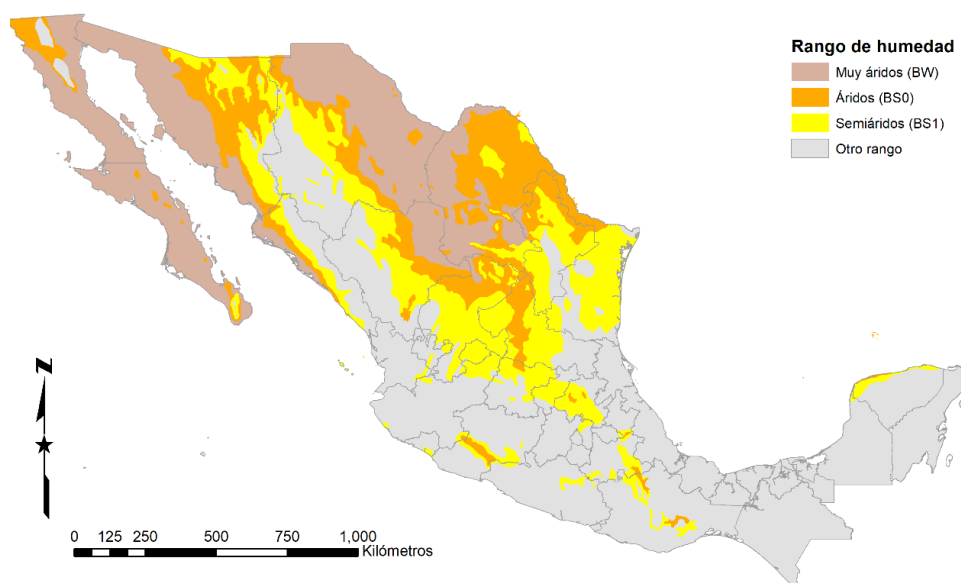
Florísticamente, González Medrano (2012) reconoce cinco zonas áridas para México (**Tabla 1**) que deben su permanencia a condiciones regionales como la corriente marina fría de California, al efecto de sombra orográfica que ejerce la Sierra Madre Oriental y parte del Eje Volcánico Transversal, a la localización de parte del territorio nacional en la faja de altas presiones y aires descendentes, situada entre los 20° y 40°; así como aspectos locales de las depresiones (partes alta y media de la cuenca del río Pánuco y algunos afluentes de los ríos Moctezuma y Tula), que deben su aridez a su posición a la sombra orográfica de la Sierra Madre Oriental y parte del Eje Volcánico Transversal, que originan una sombra orográfica, aunado a las diferencias de altitud, que alcanza alrededor de 900 m.

Tabla 1. Zonas áridas de México (González Medrano, 2012).

Nombre	Entidades	Tipo climático
Zona árida sonorenses	Sonora, Baja California, Baja California Sur	BW, BS ₀ y BS ₁
Zona árida chihuahuense	Chihuahua, Coahuila, Zacatecas, Querétaro, Guanajuato, San Luis Potosí, Hidalgo	BW, BS ₀ y BS ₁
Zona semiárida tamaulipeca	Tamaulipas	BS ₁
Zona semiárida hidalguense	Hidalgo	BS ₀ y BS ₁
Zona semiárida poblano-oaxaqueña	Puebla, Oaxaca	BS ₀ y BS ₁

Las zonas áridas de México se diferencian por su rango de humedad en: muy áridas (precipitación < 50 mm anuales), áridas (precipitación de 50 a 250 mm) y semiáridas (precipitación entre 250 y de 500 mm) (García, 1990). Dichas zonas pertenecen a climas de tipo B, es decir secos, los cuales predominan en la parte centro y norte de México (García, 2004), de manera particular, en el Altiplano, en las Planicies Costeras Noroccidental y Nororiental y en la península de Baja California; en la Depresión del Balsas en Michoacán, noroeste y norte de Yucatán, este de Puebla, noroeste y centro sur de Oaxaca y noreste de Guerrero (García, 1990, 2004). La categoría BW (seco desértico) predomina en la Península de Baja California, en la mitad occidental de Sonora y en gran parte de Chihuahua, Coahuila y Durango. La categoría BS (seco estepario) se encuentra bien representado en el Altiplano central, noreste de México así como la parte oriental de Sonora (**Ilustración 1**).

Ilustración 1. Rangos de humedad en México (García, 1990).



Las limitantes hídricas imperantes en las zonas áridas, promueven los impactos negativos relacionados con la escasez de agua, la desertificación y la sequía, lo que dificulta el desarrollo sustentable y la conservación de sus ecosistemas y servicios ambientales (UNESCO, 2010). En adición, el cambio de uso de suelo, ha propiciado la modificación hábitat, debido al establecimiento de áreas destinadas para el uso agrícola, industrial, urbano y pecuario (Alanís Rodríguez et al., 2008; Arriaga, 2009; Dregne y Chou, 1992); este último ha sido la práctica más usual y su efecto es notable al propiciar la sustitución y/o pérdida progresiva de la cobertura vegetal (García-Hernández y Jurado, 2008). Otras amenazas reportadas son: la introducción de especies, los incendios, la desertificación, la extracción de flora y el cambio climático, las cuales afectan el mantenimiento de los procesos ecológicos y la biodiversidad (Elhag y Walker, 2009; Martínez y Fernández, 2004).

A continuación se describen las principales causas de degradación de las zonas áridas:

1. **Cambio de uso de suelo.** Propicia la modificación y la pérdida de hábitat por el establecimiento de actividades agropecuarias, constructivas, turísticas e industriales. Dichas actividades son factores que impactan la supervivencia y vulnerabilidad de especies de cactáceas (Hernández-Oria et al., 2007).
2. **Cambio climático.** Los cambios a largo plazo en los regímenes de temperatura y precipitación influyen en la diversidad biológica. Los humedales de las zonas áridas son vulnerables a los impactos del calentamiento global, ya que alteran los rasgos funcionales de las especies, influyen en las respuestas fenológicas y la sobrevivencia de las plantas (Valencia, 2016).

3. **Pastoreo.** El ganado impacta la biodiversidad debido al pisoteo y la remoción de la biomasa, lo que provoca la alteración de la composición de las especies por el consumo selectivo, así como la redistribución de los nutrientes por la orina y heces; el pastoreo afecta la abundancia, dominancia y diversidad de las comunidades vegetales (Boza, 1989; Mora Donjuán et al., 2013).
4. **Introducción de especies.** El reemplazo de los cultivos tradicionales (como el maíz y el frijol) por la introducción de variedades mejoradas desplazan a las especies nativas y promueven la pérdida de diversidad genética. Las especies de flora y fauna invasoras afectan la diversidad biológica local debido a su expansión e incrementado su densidad fuera de su rango de distribución natural (Monroy Becerril, 2015).
5. **Incendios forestales.** Se producen naturalmente pero no son frecuentes debido a la falta de material combustible, no obstante se presentan después de episodios de lluvias abundantes (van Etten et al., 2021). Su efecto se manifiesta en la modificación de la estructura de la comunidad (Cruz Espíndola et al., 2017).
6. **Escases de agua.** El agua es un factor limitante en las zonas áridas, cuyos cambios en su disponibilidad tiene efectos en la biodiversidad, (Tahiri et al., 2021). Para priorizar su uso y garantizar la prevalencia del recurso, se ha sugerido diferenciar en: 1) agua-vida; 2) agua-interés general y 3) agua-negocio (Martínez Fernández, 2006).
7. **Sobreexplotación.** La recolección de leña, la extracción de plantas y la caza de animales silvestres generan impactos relacionados con la pérdida de biodiversidad (UNESCO, 1982).
8. **Erosión de los suelos.** Los suelos de las zonas áridas son propensos a la erosión, en particular cuando se remueve la vegetación natural. La manera con que se degradan los suelos de las zonas áridas está relacionada con su escasa vegetación, baja productividad y su resiliencia (Montaño-Arias y Monroy Ata, 2000).
9. **Desertificación.** Proceso que se ocasiona por: la degradación de la cubierta vegetal, la erosión hídrica, la erosión eólica, la salinización, la reducción de la materia orgánica del suelo, el encostramiento y compactación del suelo y la acumulación de sustancias tóxicas que resulta perjudiciales para plantas y animales (Granados-Sánchez et al., 2013).

El uso extensivo de la tierra por actividades humanas ha propiciado la degradación ambiental de las zonas áridas. Los esfuerzos para restaurar las especies y estructuras de las comunidades vegetales en estas zonas es tema de interés a nivel mundial, por lo que para la restitución de la biodiversidad y funciones (producción de oxígeno, control de erosión, fijación de CO₂ atmosférico, recarga de acuíferos, entre otros) se han emprendido proyectos encaminados a la búsqueda de especies nativas útiles para realizar restauración ambiental así como de procedimientos para la obtención germoplasma (Shackelford y Suding, 2020). Dichas acciones, contribuyen a la implementación de estrategias de gestión, manejo y conservación de los recursos naturales en las zonas áridas (Geri et al., 2010; Jiménez et al., 2001; Urbieta et al., 2008).

Los trabajos realizados en las regiones áridas del mundo son numerosos e incluyen relaciones entre los factores abióticos y la de riqueza de especies (John et al., 2008; Mcneely, 2003; Nunes et al., 2019; Segev, 2010; Xin Rong et al., 2009); abordan las cuestiones de desarrollo social (UNESCO, 1976, 1982); procesos del sistema del suelo y restauración (Bainbridge, 2012; Le Houérou, 1976, 2000; Quoreshi et al., 2022); así como como aspectos ecológicos de grandes regiones áridas como la Australiana, Norteamericana y de América del sur, entre otras (Kawada et al., 2012; Lambers, 2018; Larrea-Alcázar et al., 2006; Smith et al. 1997).

Para México, bajo un enfoque ecológico y/o geográfico los estudios también son bastos, de estos destacan los siguientes: Gutiérrez y Squeo (2004) evidenciaron la importancia de los arbustos, ya que evitan o aminoran la erosión del suelo; Castillo-Monroy y Maestre (2011) y Rivera Aguilar et al., (2004) mencionan que las costras biológicas (asociación de microorganismos) estabilizan el suelo y disminuyen el riesgo de erosión en estos ecosistemas; Vidal-Abarca et al. (2004) determinaron que la variabilidad de los ríos en estas regiones está influenciada por la temporalidad, el sustrato y la interacción entre aguas superficial, subsuperficial y subterránea; Montaña-Arias et al. (2006) mencionan que los cambios en las características fisonómicas de composición, densidad y diversidad del estrato arbustivo están relacionadas con cambios en la calidad y fertilidad del suelo; por su parte Cervantes Ramírez (2002) destaca el potencial de las especies arbustivas como fuente de recursos maderables, alimenticios, forrajeros, industriales, energéticos, ornamentales, artesanales y medicinales; Briones, et al. (2018) determinaron que la disponibilidad de agua regula la biomasa y la productividad en las zonas áridas; García et al. (1985) analizaron algunos elementos climáticos como la precipitación, temperaturas medias, máximas y mínimas, heladas y oscilación térmica; y Arámbula (2005) identificó que los problemas de explotación afectan los recursos naturales en estas áreas.

Las zonas áridas de México se caracterizan por presentar principalmente vegetación de tipo arbustiva, clasificada desde un punto de vista práctico como matorral xerófilo (Rzedowski, 1973), sin embargo también se desarrollan pastizales y bosques bajos, principalmente espinosos como los mezquites (González-Medrano, 2003); fisonómicamente son muy diversas, alternan con pastizales y algunos manchones aislados de vegetación arbórea (Rzedowski, 1978); abarcan poco más del 50% del territorio mexicano (Cervantes Ramírez, 2002; García-Hernández y Jurado, 2008; Toledo y Ordoñez, 1998); tienen gran potencial como sumideros de carbono (Becerril-Piña, 2007) ya que su biomasa aérea y subterránea es igual o superior al promedio de los desiertos del mundo (Briones et al., 2018); son importantes por su alto grado de endemismo (González-Medrano y Chiang, 1988; Rzedowski, 1978); y han sido objeto de deterioro continuo debido a la incidencia de incendios, al pastoreo extensivo, la explotación de recursos forestales como el mezquite, la candelilla, los magueyes y cactáceas, los cuales son utilizadas como alimento, combustible, textil, medicina y material de construcción (Argüello Sosa et al., 1990; Cervantes Ramírez, 2002; García-Hernández y Jurado, 2008; González-Medrano y Chiang, 1988; González Medrano, 2012).

El matorral xerófilo es el tipo de vegetación más común en México, extendiéndose en más de la mitad de su territorio; está constituido principalmente por especies arbustivas, presenta alrededor de 6 mil especies vegetales, de las cuales, poco más de la mitad son endémicas; y es centro de origen y diversificación de grupos como las cactáceas, las agaváceas y las crasuláceas (Flores Olvera, 2011; González Medrano, 2012; Rzedowski, 2006). Se encuentran en todo tipo de condiciones topográficas, sin embargo su fisonomía y composición florística varían de acuerdo con el déficit hídrico, la oscilación térmica, la evapotranspiración, el sustrato geológico y las condiciones edáficas (Cervantes Ramírez, 2002; González Medrano, 2012; Rzedowski, 1978; Shreve y Wiggins, 1964).

El clima de las áreas donde se establecen los matorrales xerófilos es extremo, en particular durante el día (oscilación diurna anual media de 20° C); la temperatura media anual varía de 12 a 26° C; el régimen de lluvia es estival, la precipitación media anual es en general inferior a 700 mm; la insolación es muy intensa, la humedad atmosférica baja y en consecuencia la evaporación y la transpiración alcanzan valores altos (Rzedowski, 2006).

Las plantas que conforman los matorrales xerófilos, presentan una gran variedad de mecanismos adaptativos que les permiten sobrevivir en ambientes muy selectivos, con severas restricciones hídricas, por lo que constituyen comunidades vegetales muy diversas en términos florísticos) y estructurales (Alanís-Rodríguez et al., 2015; González Medrano, 2012; Graciano-Ávila et al., 2018; Mata Balderas et al., 2015; Sosa et al., 2006; Rzedowski, 2006); su ensamble está determinado por una o varias plantas leñosas que funcionan como nodrizas para el establecimiento de otras especies vegetales (De-la-Rosa-Mera y Monroy-Ata, 2006); cuya dinámica y procesos de auto-organización están relacionados con la heterogeneidad del suelo (Bestelmeyer et al., 2006).

Planteamiento del problema e hipótesis

La diversidad vegetal, es producto de la heterogeneidad ambiental así como de las características históricas-evolutivas de las especies vegetales (Sosa et al., 2006). Distintos estudios mencionan la relación entre la heterogeneidad ambiental y la biodiversidad, de modo que paisajes geomorfológicamente variables soportan diversos ensambles de plantas y animales (Campos et al., 2013; Hunter, 2002; Robinson y Weckworth, 2016; Samways et al., 2010) por lo que áreas con alta biodiversidad presentan una alta heterogeneidad geomorfológica (Burnett et al., 1998b). Estas condiciones ambientales influyen en los procesos hídricos, edáficos, ecológicos, fisiológicos, estructurales, de composición florística y de fisonomía de la comunidad vegetal (Arthington y Balcombe, 2011; Gutiérrez, 2005; Hughes, 1998).

Las zonas áridas se caracterizan por su heterogeneidad ambiental (Allen y Breshears, 1998; Breshears et al., 1998; Schlesinger y Pilmanis, 1998). Las propuestas que explican la diversidad vegetal en dichas zonas, hacen alusión a la variación de temperatura y precipitación (Brown, 1982; Dunbier, 1968; Ignace et al, 2018; Santibáñez-Andrade et al., 2009; Schmidt, 1979; Shreve, 1942); no obstante, dentro una misma región determinantes climáticos resultan homogéneos y pueden no ser del todo adecuados, por lo que resulta importante la incorporación de información de sensores remotos (tanto en el rango de luz visible, infrarrojo cercano, infrarrojo de onda corta e infrarrojo térmico) así como de aspectos geomorfológicos (Cornet et al., 1992; Litchfield y Mabbutt, 1962; Rivera Aguilar et al., 2004; Slatyer, 1961).

Los determinantes ambientales representan al espacio como unidades analíticas definidas por su posición y extensión, o bien, por niveles de heterogeneidad estructural que llevan asociadas diferencias espaciales que operan a distintas escalas (microhábitats, hábitats y comunidad vegetal). Así, en una extensión de unos cuantos metros cuadrados la diversidad vegetal está determinada por los mecanismos de dispersión de las plantas que crecen en dicha área (Mejía et al., 2011), mientras que sobre una superficie de cientos de kilómetros cuadrados dependerán probablemente de las variaciones climáticas regionales o bien por la acción de las diversas actividades humanas (García, 2006).

De tal modo, ciertos fenómenos solo pueden entenderse a una escala determinada, por ello, un estudio que incluya variables explicativas de distinta naturaleza dará respuestas desde diferentes puntos de vista y con una mayor precisión al momento de diferenciar áreas y procesos (García-González y Cebrián-Abellán, 2006; O'Neill, 2014; Wiens, 1989). Por ejemplo, cada especie en una comunidad vegetal actúa como una variable de respuesta, capaz de detectar cambios en el ambiente de forma individual a través del espacio (Gallardo-Cruz et al., 2010) y en conjunto dichas especies definen la reflectancia de cierta área en particular (EOS, 2013). Lo anterior, denota la importancia de los estudios que evalúan la influencia de la heterogeneidad ambiental sobre la diversidad y el funcionamiento de los ecosistemas.

La estimación de la riqueza de plantas vasculares y su abundancia en las zonas áridas es una línea de trabajo que ha tomado especial interés debido a su utilidad con fines de restauración ecológica y de entendimiento de fenómenos como la diversidad y la coexistencia de especies. Dicha cuantificación puede ayudar a determinar las causas subyacentes de la riqueza y abundancia vegetal en función de distintos factores observados, los cuales a su vez suelen estar relacionados (Fortin y Dale, 2005; Legendre y Fortin, 1989). Hasta el momento, un tema que ha comenzado a explorarse es la relación de existente entre un conjunto de determinantes ambientales y la riqueza y abundancia de plantas vasculares del matorral xerófilo, principal tipo de vegetación asociada a las zonas áridas de México.

Los estudios referentes a la riqueza y abundancia de plantas vasculares en ambientes áridos son contrastantes, por un lado se tienen trabajos a nivel local, que incluyen secciones o partes de una formación orográfica (Alanís-Rodríguez et al., 2015; García-Sánchez, 2005; Vanselow y Samimi, 2014; Zeng et al., 2014), y por otro, encontramos estudios en los que se analizan provincias biogeográficas o extensas zonas áridas (Benson, 1964; Hochstrasser et al., 2002; Ignace et al., 2018; Muldavin et al., 2001; Shreve y Wiggins, 1964; Zavala-Hurtado y Jiménez, 2020); por lo que estudios a escala regional son escasos y están acotados a un solo grupo de variables explicativas (Abutaha et al., 2021; Gelviz-Gelvez y Hernández, 2013; Rojas et al., 2014).

A pesar de la gran cantidad y tipos de estudios, las investigaciones relacionadas con la heterogeneidad ambiental y la riqueza y abundancia de especies de plantas vasculares en las zonas áridas son incipientes y no se ha evaluado simultáneamente la relación con factores espectrales, climáticos y topográficos. Por lo tanto, el presente trabajo pretende contribuir al entendimiento de los factores que resultan explicativos de la riqueza y abundancia de plantas vasculares, así como proporcionar elementos conceptuales y de análisis, útiles en la generación de criterios para el manejo de la cubierta vegetal en las zonas áridas.

Hipótesis de trabajo

Las hipótesis que explican los patrones espaciales de la diversidad vegetal hacen referencia a la variación de la temperatura y precipitación, a los procesos geomorfológicos, a la existencia de distintos tipos de suelo, así como a la heterogeneidad topográfica, la cual presenta relaciones generalmente positivas con la biodiversidad (Báldi, 2008; Stein et al., 2014). En general, las hipótesis hacen referencia a factores relacionados con la temperatura y la evapotranspiración potencial con el argumento de que un menor número de especies están preparadas para afrontar ambientes variables o poco favorables (Tabla 2).

Tabla 2. Hipótesis generales que explican los patrones de riqueza de especies (modificado de Moser et al., 2005).

Hipótesis	Autores	Argumento	Factor evaluado
Energía disponible	Hutchinson (1959) Wright (1983)	El reparto de la energía entre las especies limita la riqueza	El reparto de la energía entre las especies limita la riqueza
Estrés ambiental	Fraser & Currie (1996) Whittaker et al. (2001)	Menos especies están fisiológicamente preparadas para tolerar ambientes hostiles	Valores mínimos de temperatura y evapotranspiración potencial
Heterogeneidad de hábitat	Pianka (1966) Richerson & Lum (1980)	Mejores condiciones de vida promueven un mayor número de especies	Valores máximos de temperatura y evapotranspiración potencial
Estabilidad ambiental	Pianka (1966) Currie (1991) Fraser & Currie (1996)	Menos especies están fisiológicamente preparadas para tolerar ambientes variables	Variación anual de la temperatura
Heterogeneidad ambiental	Ricklefs (1977) Richerson & Lum (1980) Shmida & Wilson (1985)	La diferenciación de hábitats y la partición de recursos facilitan la coexistencia y mejoran la riqueza de especies	Heterogeneidad topográfica, espacial, climática, edáfica y de uso del suelo
Variación espectral	Palmer et al. (2002)	La heterogeneidad espectral está relacionada a una mayor heterogeneidad ambiental que se asocia a una alta diversidad de especies de plantas	Heterogeneidad espectral

Por su parte, distintos estudios realizados en latitudes medias y bajas se han apoyado en la hipótesis de la heterogeneidad ambiental para el entendimiento de los patrones de la diversidad vegetal, ya que consideran en conjunto a las variables climáticas, edáficas, topográficas, espectrales y de uso de suelo (Barajas-Barbosa et al., 2020; Deák et al., 2021; Liu et al., 2021; Lundholm, 2009; Lv et al., 2022; Stein, 2016; Tamme et al., 2010; Yang et al., 2015).

Con base en el marco conceptual de referencia expuesto se realizó el planteamiento de la pregunta central de esta investigación: **¿Qué relación existe entre la heterogeneidad ambiental y la riqueza y abundancia vegetal de una zona árida?** Relacionada con ésta se desprenden las siguientes preguntas secundarias **¿Es posible identificar los componentes del ambiente explicativos de la riqueza y abundancia de plantas vasculares? ¿La riqueza y abundancia de plantas vasculares está asociada a un grupo de factores climáticos, topográficos y espectrales? ¿El mismo grupo de factores es explicativo de la riqueza y abundancia tanto para especies de plantas leñosas como de suculentas?**

Tales cuestionamientos promovieron el planteamiento de la hipótesis de trabajo de esta investigación, la cual establece que: **La heterogeneidad ambiental, a un nivel meso-escalar, está relacionada con la configuración de las comunidades vegetales, por lo que suponemos que es explicativa de la distribución diferencial de la riqueza y abundancia de especies de plantas vasculares en los matorrales xerófilos”.**

Para abordar la hipótesis y responder estas preguntas **se estableció como sistema de estudio la región árida conocida como el Valle del Mezquital** ubicada en el estado de Hidalgo, México, la cual corresponde a la porción más austral del gran desierto Chihuahuense y que destaca por su importancia histórica, biológica y social.

La heterogeneidad ambiental estará definida por criterios espectrales (valores de reflectancia del sensor *OLI* del satélite Landsat 8), climáticos (relacionados con la temperatura y la precipitación) y topográficos (aspecto, pendiente, e índices geomorfométricos), los cuales se espera brinden una mejor comprensión de la configuración de la riqueza y abundancia de plantas vasculares en ambientes áridos.

Objetivos

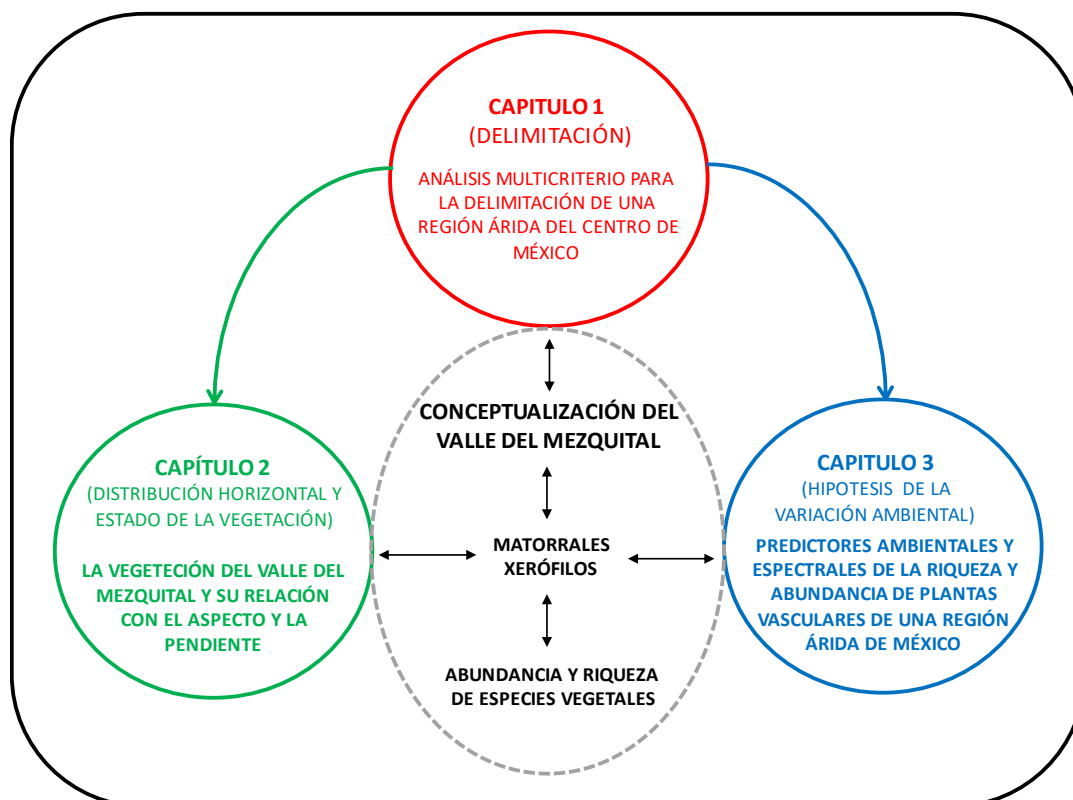
Evaluar la relación entre la riqueza y abundancia de plantas vasculares con respecto a la heterogeneidad ambiental, en los matorrales xerófilos de una región árida del centro de México conocida como el Valle del Mezquital, a partir de modelos lineales generalizados (*GLM*) y algebra de mapas, con la intención de identificar áreas de alta riqueza específica las cuales resultan vulnerables debido a la pérdida de su hábitat.

Los tres capítulos que integran la investigación abordan diferentes partes del diagrama conceptual (**Ilustración 2**), el cual representa las relaciones entre el clima, la geomorfología y los rasgos culturales que permiten distinguir la extensión de una región árida. Por su parte, las variables explicativas de la abundancia y riqueza de plantas expresadas en términos de su heterogeneidad definen a su vez de manera directa e indirecta la diversidad vegetal, la cual se estima a partir del número de plantas y especies presentes en un sitio.

Por lo tanto, los objetivos particulares planteados son:

- Delimitar, describir y caracterizar la región árida conocida como el Valle del Mezquital.
- Describir la distribución horizontal de la vegetación del Valle del Mezquital.
- Estimar la riqueza y abundancia de plantas vasculares de los matorrales xerófilos del Valle del Mezquital.

Ilustración 2. Modelo conceptual que muestra las relaciones entre las distintas partes que conforman el estudio. Capítulo 1. Conceptualización de la región del Valle del Mezquital. Capítulo 2. Estado actual de la vegetación del Valle del Mezquital y Capítulo 3. Estimación de la riqueza y abundancia de especies leñosas y suculentas en los matorrales de la región.



Materiales y métodos

Área en estudio: delimitación y ubicación

La extensión y límites del Valle del Mezquital varían de acuerdo con los distintos autores. Por ejemplo, González Medrano (2012) menciona que los valles de Actopan, Ixmiquilpan y Zimapán constituyen el llamado Valle del Mezquital. Mientras que González Quintero (1968) lo considera como la porción central del Estado de Hidalgo, bordeada por las siguientes elevaciones: al norte la Sierra de Juárez; al este, la serranía que va desde el cerro del Fraile hasta el cerro del Águila y la Sierra de Actopan; al sur por la Serranía del Mexe y al oeste la sierra de Xinthé. De acuerdo con Peralta (2010) el Valle del Mezquital se localiza al suroeste del estado de Hidalgo y menciona que es una cuenca de origen lacustre que ocupa las depresiones formadas entre el relieve montañoso de la llamada Mesa Central y presenta altitudes que oscilan entre 1,100 a 3,000 m. Por su parte López Zepeda (2007) menciona que el Valle del Mezquital cubre una superficie de 5,127.5 km² y abarca el suroeste del estado de Hidalgo, el noroeste del Estado de México y la porción sureste de Querétaro. Sin embargo Calvillo Ortega (1981) considera que la delimitación de la región, se define más por sus características socioeconómicas, que por sus aspectos físicos (clima semiárido, vegetación xerófila, accidentada topografía y relieve definido por fenómenos volcánicos). Finalmente Espino Ortega y de la Cruz López (2009) mencionan que los límites de esta región se han precisado a través de un criterio hidrológico, sumando un área total de 85,000 ha comprendidas en 37 municipios, que incluyen los valles de Actopan, Ixmiquilpan, Alfajayucan, Mixquiahuala, Tula, Tezontepec y Tepetitlán.

En sí, la importancia de conocer los límites y ubicación del área de estudio radica en que ayuda a entender la organización del espacio geográfico y en el diseño del análisis espacial del fenómeno en estudio. Por lo tanto, determinar los límites de lo que se denomina Valle del Mezquital a partir de un criterio que incluya tanto aspectos geográficos y biológicos, fundamentales para la caracterización y análisis de la vegetación, permitirá contar con un marco de referencia geográfico acorde a la dinámica socioambiental imperante en la zona.

El área en estudio, de la presente investigación, corresponde a la región conocida como Valle del Mezquital, la cual representa la porción árida de la cuenca del Río Tula. Se reconoce como región geográfica y cultural del estado de Hidalgo, sin embargo, una pequeña parte se extiende hacia los municipios de Apaxco y Huehuetoca, en el Estado de México.

Dentro de los trabajos relacionados con aspectos florísticos, de clasificación, descripción y caracterización de la vegetación del Valle del Mezquital destacan los de Bravo-Hollis (1937), González Quintero (1968) y el de Velasco Santiago y Ojeda Rivera (1989); asimismo se cuenta con trabajos de corte académico relacionado con las familias Cactaceae (García Castañeda y López Pérez, 2004) y Crasulaceae (Espino Ortega y de la Cruz López, 2009), así como estudios enfocados en los bosques piñoneros (López-Benitez, 1997) o bien de corte etnobotánico referentes al uso de plantas medicinales (Pérez Ruiz, 2005), prácticas locales de agricultura (Granados-Sánchez et al., 2004) y de uso potencial agrícola, pecuario y forestal de la región (Hernández González, 1994).

Por consiguiente, se consideró necesario y útil realizar una delimitación del Valle del Mezquital (**Capítulo 1**) de acuerdo con cuatro componentes: el primero se basó en el concepto de valle (estructura); el segundo consideró las características geomorfológicas; el tercero se remitió al aspecto histórico y el cuarto referente a las condiciones climáticas. Los criterios se representaron en formato *raster* y con los cuales se realizó un análisis multicriterio basado en la ponderación de los componentes se obtuvo un modelo que representa los límites de la región.

Muestreo de la vegetación

Las características de la vegetación relacionadas con la riqueza específica (S) y los índices de diversidad α se obtuvieron por medio de 86 muestreos, en parcelas cuadradas de 100 m², seleccionadas de manera dirigida a partir de una serie de puntos elegidos de acuerdo con las características de los polígonos de vegetación identificados a partir de observaciones preliminares en campo. A partir de los muestreos realizados y mediante el análisis de imágenes de satélite Landsat 8 *OLI* se obtuvo para toda el área en estudio el mapa de vegetación (**Capítulo 2**). Los muestreos realizados fueron la base para efectuar el análisis entre la heterogeneidad ambiental y la riqueza y abundancia de plantas vasculares (**Capítulo 3**).

Datos ambientales

Para analizar la relación entre la heterogeneidad ambiental y la riqueza y abundancia vegetal (**Capítulo 3**) se obtuvieron una serie de variables relacionadas con: la reflectancia, la temperatura, la precipitación y la topografía; estas variables son indicadores del manejo subyacente en el área. Todas las variables empleadas para evaluar la riqueza y abundancia vegetal se ajustaron a una resolución espacial de 30 m y se agruparon en:

Variables espectrales. Correspondientes a las siete primeras bandas del sensor *OLI* presentes en el satélite Landsat 8 para una serie de tiempo de 11 meses (noviembre 2014 – agosto 2015). Las imágenes satelitales fueron corregidas atmosférica y radiométricamente. Se obtuvo para cada mes el índice de vegetación de diferencia normalizada (*NDVI*).

Variables climáticas. Se calcularon a partir del programa *dismo* 1.1-4 (Hijmans et al., 2020) y con base en las capas *raster* derivadas de los modelos de regresión lineal de la altitud y la temperatura mensual y del índice de continentalidad térmico (*ICTr*) y la precipitación mensual. Los datos utilizados en las regresiones pertenecen a los registros de 72 estaciones meteorológicas presentes en la cuenca del río Moctezuma para un periodo de tiempo de 30 años. Las variables obtenidas incluyen 11 relacionadas con la temperatura y 8 con la precipitación y permitieron definir el gradiente térmico y pluviométrico en el Valle del Mezquital.

Variables topográficas. Derivadas a partir del modelo digital de elevación mediante el programa *SAGA* v.7.8.2 (Bock et al., 2007; Conrad et al., 2015). Incluyen la pendiente, la orientación, la curvatura, la rugosidad, la textura, el índice de humedad topográfico, el índice de posición topográfico, etc., las cuales permiten en términos cualitativos resaltar la importancia de la heterogeneidad del relieve sobre la riqueza y abundancia de plantas vasculares.

Para seleccionar y reducir el número de variables correlacionadas se realizó un análisis de componentes principales. La selección de componentes se realizó con base en aquellos que presentaron *eigenvalue* > 1 y que explican la mayor proporción posible de la varianza compartida (> 75%). Posteriormente, se utilizaron modelos lineales generalizados (*GLM*) para medir la importancia respectiva de los diferentes predictores. Una matriz de covarianza del error se incluyó en los modelos para dar cuenta de la autocorrelación espacial y que fue la estimada a partir de la *I* de Moran (Moran, 1950).

Una vez seleccionadas las variables explicativas de los *GLM*, se incorporaron al modelo en forma del componente de efectos fijos, es decir, x_j , relacionada mediante la expresión: $\alpha + \beta_1 x_1 + \dots + \beta_k x_k$. Entre las variables explicativas sobresalen el *NDVI*, el *SWIR 1*, *SWIR 2*, la temperatura mínima y máxima mensual, así como la pendiente. Por su parte, las variables de efecto aleatorio del *GLM* consisten en una variable aleatoria Y con observaciones independientes (y_1, \dots, y_N) correspondientes al recuento del número de especies e individuos de plantas leñosas y suculentas por parcela de 100 m², ajustadas a una distribución de Poisson o binomial negativa.

Capítulo 1 Análisis multicriterio para la delimitación de una región árida del centro de México

Resumen

Se aplicó un análisis multicriterio para la delimitación de una región de amplio interés hidrológico, biológico y cultural del centro de México conocida como el Valle del Mezquital, en donde la falta de una delimitación de carácter integral ha propiciado ambigüedades en su demarcación. El análisis multicriterio consistió en una sobreposición ponderada de aspectos edáficos, hídricos, litológicos, bioclimáticos, geomorfológicos e históricos; mismo que mostró que el Valle del Mezquital se distingue por relieves de curvatura lineal, modelados sobre rocas volcánicas, condiciones de temperatura y precipitación que denotan un ambiente árido, afín a *Prosopis laevigata* (mezquite); suelos de tipo Feozem y Vertisol, sometidos a riego e incluyen el 55 % de las localidades históricas de la etnia hñahñu. El estudio permitió reconocer aspectos intrínsecos de la región, considerados importantes para promover la identidad cultural local, favorecer la indicación geográfica y realizar un adecuado manejo y gestión de los recursos naturales en el Valle del Mezquital.

1.1 Introducción

La regionalización consiste en la división de un territorio en áreas menores de escala intermedia (decenas a cientos de kilómetros) y características ambientales homogéneas; representa una herramienta metodológica básica en la planeación ambiental, debido a que permiten el manejo sustentable de los recursos y servicios ambientales (CONABIO, 2015; García-de Fuentes y Córdoba-y Ordoñez, 2010; Giménez, 2005); tradicionalmente se ha utilizado en diferentes campos del conocimiento (geografía, economía, historia, geología y biogeografía entre otras) ya que facilita el reconocimiento y clasificación de las características geográficas, físicas, biológicas y sociales de un territorio (Benedetti, 2009; Riesco Chueca et al., 2008).

La regionalización responde a la organización de los contenidos morfoestructurales y climáticos con características comunes (Bertrand, 1968; García-Romero y Muñoz Jiménez, 2002), es decir, componentes ambientales que se distinguen por ocupar grandes unidades del terreno y que requieren de cientos de años para manifestar cambios conspicuos, por lo cual se les considera como dinámicamente estables e independientes, poco susceptibles a los cambios de los demás componentes del medio (Mateo Rodríguez y Ortiz Pérez, 2001; Zonneveld, 2005).

El interés por componentes mayores reside en que de ellos dependen los aspectos orográficos, altitudinales, de orientación y litológicos, que en coordinación con ciertos parámetros térmicos y pluviométricos, determinan los procesos hidrológicos, geomorfológicos, biogeográficos y culturales de un territorio (Bertrand, 1968; García-Romero, 2002). Todos ellos interactúan a través de relaciones dinámicas tan estrechas que generan en su conjunto una estructura y funcionalidad distinta a la que tendrían por separado (Beroutchachvilli y Mathieu, 1977; Bertrand, 1968; da Costa-Gomes, 2000; Huggett, 1995; Muñoz-Jiménez, 1998; Richard, 1989; Slocombe, 1993).

Una de las mayores dificultades para la delimitación y caracterización de una región radica en la selección y ponderación de sus componentes ambientales de orden hidrológico, económico, físico, climático, ecológico, político, cultural o administrativo (Bertrand, 1968; de Bolós i Capdevila, 1995); los cuales cambian en su diferenciación, interconexión, asociación y grado de control o dependencia conforme a la escala (Burgos y Maass, 2004; Forman, 1995). Por lo tanto, los estudios de carácter regional utilizan la taxonomía corológica para relacionar en un plano vertical los contenidos ambientales de distinta dimensión espacio-temporal, así como establecer en un plano horizontal las relaciones que se dan entre los componentes de un mismo territorio a distintas escalas (Forman, 1995).

En sí, la región es una representación espacial extremadamente diversa en cuanto a su extensión y contenido, lo que influye en que sea compleja su descripción (Armand, 1999; da Costa-Gomes, 2000; Giménez, 2005; Van Young, 1992); no obstante su carácter integral le permite fungir como escenario adecuado para destacar la identidad del espacio social, delimitado con base en una lógica organizativa, política o cultural; en donde los individuos encuentran algunos de sus valores, experimentan una impresión de identificación con respecto a las personas con quienes interactúan (Bürgi et al., 2005; Di Méo, 1999) y comparten el reconocimiento de ciertas características inherentes del entorno.

La caracterización física, biológica, cultural y la delimitación precisa de los territorios han permitido el establecimiento de regiones como Champagne en Francia, La Mancha en España o Parma en Italia. En contraste, regiones como Cuyo en Argentina, Puna en Perú o Tierra Caliente en México, no cuentan con delimitaciones integrales, y es frecuente encontrar información que indica límites ambiguos, definidos a partir de criterios parciales, generalmente de tipo geopolítico (Benedetti, 2009; Gaspar-Avellaneda, 2006). Por lo tanto, la región proporcionan una visión integral del territorio (Bürgi et al., 2005; Garcia-Aguirre et al., 2007) y resulta útil por su a su carácter holístico en estudios de indicación geográfica² y de denominación de origen³ (Errázuriz Tortorelli, 2010).

Desde el punto de vista operativo y técnico, la complejidad que supone el análisis, integración y síntesis ambiental ha llevado a un creciente interés por las técnicas de evaluación multicriterio, ya que permiten analizar de manera simultánea la importancia de los componentes ambientales que intervienen en una condición o proceso específico de una región (Ceballos-Silva y López-Blanco, 2003; Geneletti, 2007).

Los distintos enfoques de la evaluación multicriterio (sobreposición ponderada, suma ponderada y sobreposición difusa) se basan en diferentes premisas y suposiciones básicas (Law y Collins, 2013). La elección del enfoque depende del problema a resolver (Mitchell, 2012); por ejemplo, son comunes las aplicaciones que bajo esta perspectiva analizan la heterogeneidad ambiental para identificar las mejores ubicaciones para recuperar o preservar hábitats y áreas de importancia biológica (CONABIO, 2015; García-de Fuentes y Córdoba-y Ordonéz, 2010; Gómez Delgado y Barredo Cano, 2006).

² Identificación de un producto como originario de una región, cuando determinada calidad, reputación u otra característica del producto es imputable fundamentalmente a su origen geográfico.

³ Tipo especial de indicación geográfica que se aplica a productos que poseen una calidad específica derivada fundamentalmente del medio geográfico en el que se elaboran, además de factores naturales y humanos.

Las investigaciones relacionadas en la aplicación de técnicas automatizadas, en las que se relacionan las características intrínsecas de un territorio con la finalidad de caracterizar y establecer los límites de regiones son escasos; en la mayoría de las veces asumen que una región está definida por límites geopolíticos, hidrológicos geológicos o bien solo relacionan aspectos climáticos con la finalidad de identificar características puntuales del territorio analizado (Dang et al., 2000; Geo-Mexico, 2015; Giorgi, 2008).

Enmarcar una región en un esquema geopolítico o hidrológico es práctico cuando se trata de cuestiones gubernamentales, administrativas y de asignación de presupuesto; sin embargo, estos enfoques resultan parciales y poco adecuados, cuando la intención es promover un manejo sustentable de los recursos, ya que las regiones no se acotan a los límites político-administrativo, ni al área de una cuenca, más bien están inmersas en ellas y estrechamente relacionadas con las actividades productivas. Por lo tanto, el presente estudio aborda el caso de una región árida del centro de México conocida como Valle del Mezquital, donde la falta de una robusta regionalización propicia una crisis de identidad que conlleva a la deficiente administración de los recursos y la defensa del ambiente, asociado con una multiplicidad de delimitaciones existentes para la región, que propicia una difícil estandarización de significados. Por lo tanto, se propone la aplicación de criterios distintivos para acceder a una delimitación precisa y completa de la región que resultaría en un instrumento de gran valor para promover la identidad de las comunidades locales, la administración de los recursos, el mantenimiento de los servicios ambientales y la sustentabilidad, así como la atracción de recursos financieros al desarrollo, con énfasis en la aplicación de conceptos de indicación geográfica y denominación de origen a productos originales y propios de la región. El objetivo del estudio es aplicar un análisis multicriterio para delimitar espacialmente la región del Valle del Mezquital y caracterizar su patrón físico, biológico y cultural, el cual permita realizar trabajos que promuevan la identidad socio-territorial endógena para un manejo integral sustentable de los recursos naturales en la región.

1.2 Materiales y métodos

Área en estudio. Localizado en el centro de México el Valle del Mezquital es un área biogeográficamente singular, ya que define el límite meridional del gran desierto Chihuahuense. El significado de su nombre hace referencia a un valle en el que originalmente se extendía una comunidad vegetal denominada Mezquital, en la que predominaba *Prosopis laevigata* (mezquite), cuya distribución potencial abarca las zonas áridas de Norteamérica, hasta el centro y sur del México (Palacios, 2006).

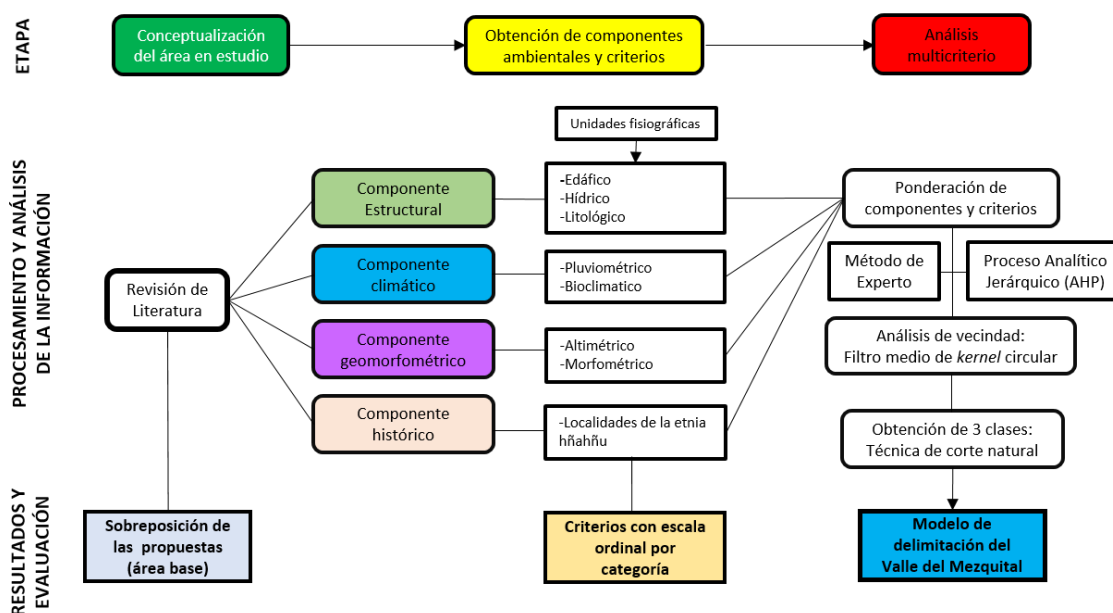
Además del interés biológico y físico, el Valle del Mezquital destaca por ser un punto de confluencia de culturas mesoamericanas de gran importancia del centro de México. Entre ellas el grupo étnico hñahñu, ocupó una extensa superficie del valle hasta antes del siglo XV (López Aguilar y Bali Chávez, 2002), posteriormente debido a pugnas con otras etnias, su población se estableció en lugares de difícil acceso y poco adecuados para la siembra (Moreno Alcántara et al., 2006). En general las poblaciones humanas del Valle del Mezquital demostraron un uso eficiente del ambiente, basado en un aprovechamiento de los recursos acorde con los gradientes ambientales (López Aguilar y Fournier, 2009).

En las décadas posteriores a la colonización de México (siglo XVI) los extensos matorrales que cubrían el área se sometieron a un indiscriminado pastoreo de ovejas, que propició un intenso proceso de degradación ambiental (Melville, 1990). Posteriormente, entre los siglos XVII y XIX el uso de las aguas de los ríos Tula y El Salado permitieron la implementación de sistemas de riego y el predominio de prácticas agrícolas (Ramírez Calva, 2013), sin embargo la consolidación agrícola del Valle del Mezquital ocurrió a partir de la construcción del gran canal del desagüe de la Ciudad de México, a finales del siglo XIX, el cual permitió utilizar las aguas residuales y pluviales para expandir la agricultura de riego, a través del establecimiento de una importante red de canales de los sistemas de riego de Tula y Alfajayucan (Carmona Paredes y Muñiz Arcila, 2014; Romero-Alvarez, 1997).

En la actualidad el Valle del Mezquital es altamente productivo en cultivos de maíz, trigo, sorgo y alfalfa (Romero-Alvarez, 1997), aunado a una importante actividad industrial enfocada a la explotación de roca sedimentaria para la obtención de cemento y cal, así como actividades turísticas de esparcimiento (balnearios). Sin embargo, estas actividades productivas, han propiciado un continuo deterioro ambiental y no han mejorado los niveles de bienestar social, que se expresan en una acelerada pérdida de identidad que afecta la vida interna de los habitantes, quienes en la actualidad han sufrido importantes transformaciones en su concepción del Valle del Mezquital (Moreno Alcántara et al., 2006).

Flujo de trabajo. El procedimiento para delimitar el Valle del Mezquital, con base en un modelo que incluyera sus características representativas se basó en la selección de criterios, la obtención de submodelos, la reclasificación de categorías, la ponderación de componentes y criterios, la suma ponderada y la homogenización del modelo (**Ilustración 1.1**). Las tres etapas generales consistieron en: (1) Conceptualización del área en estudio, (2) Obtención de componentes ambientales y (3) Análisis multicriterio. El procesamiento de la información *raster*, la ponderación de los componentes y de los criterios, constituyeron los ejes para la generación del modelo de delimitación. El Método de Experto (ME) y el Proceso Analítico Jerárquico (AHP), empleados para delimitar el Valle del Mezquital, se basaron en los aspectos biológicos, físicos y culturales que de manera recurrente se citan en la literatura.

Ilustración 1.1. Flujo de trabajo seguido para la delimitación del Valle del Mezquital.



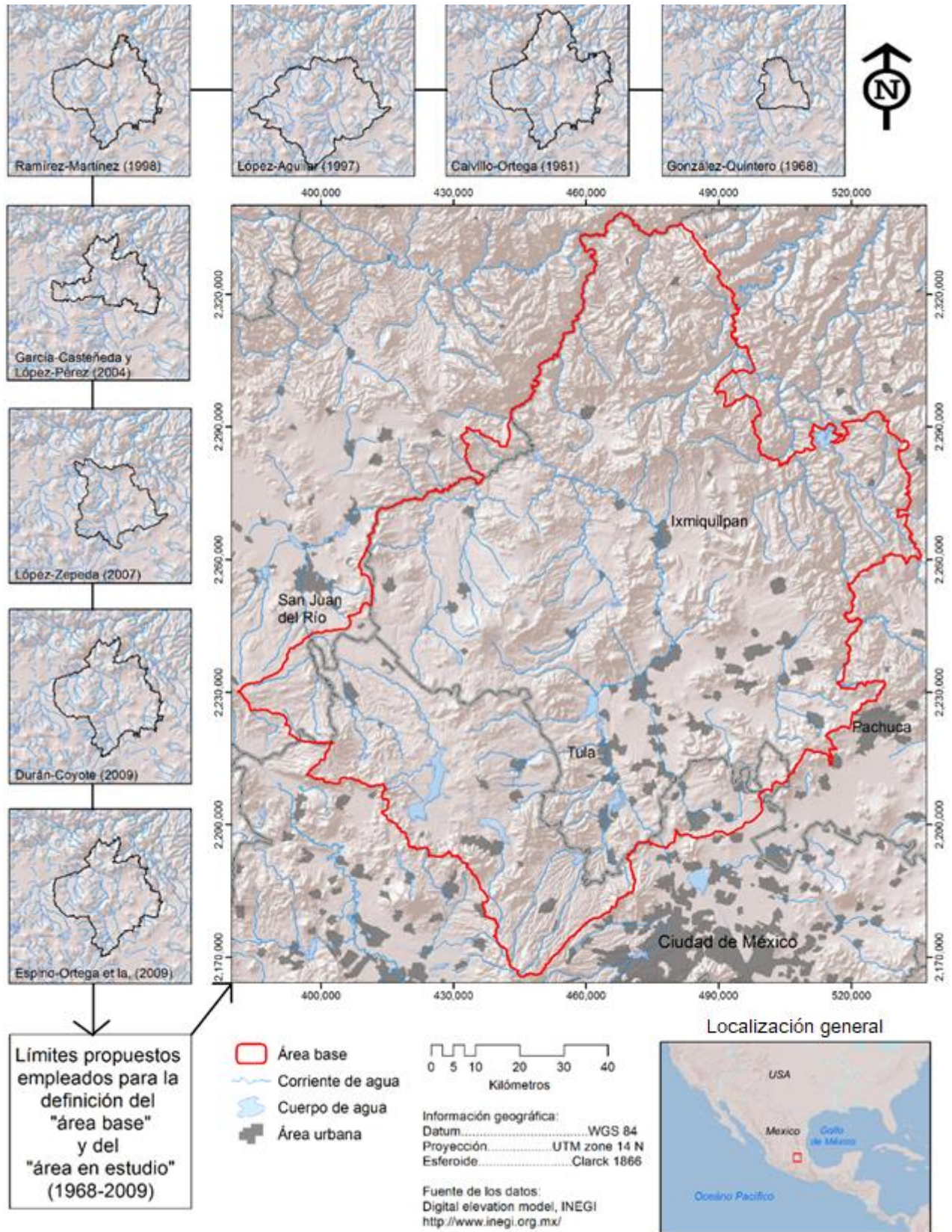
Conceptualización del área en estudio. Una revisión bibliográfica y cartográfica exhaustiva reveló la existencia de una multiplicidad de delimitaciones del Valle del Mezquital, las cuales parten de distintos enfoques y criterios, entre los que se incluyen aspectos hidrológicos, edafológicos, geomorfométricos, ecológicos, políticos, económicos, históricos, etnográficos y arqueológicos (**Tabla 1.1**). Por lo tanto, para definir el área en estudio se vectorizaron las propuestas de delimitación del Valle del Mezquital (Calvillo Ortega, 1981; Duran Coyote, 2009; Espino Ortega y de la Cruz López, 2009; Garcia Castañeda y Lopez Perez, 2004; González Quintero, 1968; López-Aguilar, 1997; López-Zepeda, 2007; Ramírez Martínez, 1998; Velasco Santiago y Ojeda Rivera, 1989). La fusión de los polígonos considerados por los diferentes autores se nombró “área base” y sus coordenadas extremas (E1: 537,602 m, N1: 2,340,097 m y E2: 380,252 m, N2: 2,164,597 m) definieron una superficie de $\approx 27,432 \text{ km}^2$ (**Mapa 1.1**).

Tabla 1.1. Trabajos en los que se considera como área en estudio el Valle del Mezquital

Autor	Título de trabajo	Área (km ²)	Observaciones
Bravo-Hollis (1937)	Observaciones florísticas y geobotánicas en el Valle del Mezquital Hidalgo	-	Menciona que el Valle del Mezquital es una cuenca de origen lacustre y lo delimita de acuerdo con un criterio orográfico.
González Quintero (1968)	Tipos de vegetación del Valle del Mezquital, Hgo.	1,940.94	Señala a la región central del estado de Hidalgo como el Valle del Mezquital y lo describe como un trapecio, precisa los límites desde un punto de vista orográfico.
Calvillo Ortega (1981)	Fundamentos geográficos para la reorganización espacial del Valle del Mezquital, Hidalgo	9,685.00	El Valle del Mezquital, ha sido definido más por sus características socioeconómicas, que por sus rasgos físicos.
Velasco Santiago y Ojeda Rivera (1989)	Clasificación y caracterización fisonómica de la vegetación del Valle del Mezquital, Hgo.	1,940.94	Considera el área definida por González-Quintero (1968).
Ramírez Martínez (1998)	Análisis económico regional del Valle del Mezquital; observaciones de desarrollo	7,233.8	Incluye diversos valles pertenecientes al paso del río Tula; la región está conformada por 28 municipios.
García Castañeda y López Pérez (2004)	Distribución geográfica y diversidad de la familia Cactaceae en el Valle del Mezquital, Hgo.	4,425.73 (8,220)*	Se basan en el criterio de Bravo (1937) y de González-Quintero (1968). Consideran 29 municipios, de los cuales excluye a los situados en la región de riego
López-Zepeda (2007)	Clasificación y Diagnóstico del Recurso Suelo en el Valle del Mezquital, Hidalgo	5,127.5	Delimitó mediante criterios hidrológicos que incluyó 37 municipios.
Espino Ortega y de la Cruz López (2009)	Las crasuláceas del Valle del Mezquital	7,393.72 (850.00)*	Mencionan que los límites del Valle se han precisado a través de un criterio hidrológico, que incluye 37 municipios.
González Medrano (2012)	Las zonas áridas y semiáridas de México.	-	Los valles de Actopan, Ixmiquilpan y Zimapán constituyen el llamado Valle del Mezquital.

*Superficies reportadas por los autores pero que no concuerdan con lo estimado a partir de la representación en QGIS.

Mapa 1.1. Localización del área en estudio y límites propuestos por otros autores.



Componentes ambientales. La delimitación y caracterización del Valle del Mezquital se hizo con base en la cartografía de una colección ordenada de datos espaciales, referentes a los diversos aspectos físicos, biológicos e históricos, entre los que destacan la identidad del área con la llanura fluvial del río Tula, un ambiente árido, presencia histórica del grupo étnico hñahñu (López Aguilar y Bali Chávez, 2002; López Aguilar y Fournier, 2009), suelos profundos de aptitud agrícola con disponibilidad de agua subterránea sobre los que se establece *P. laevigata* (Cervantes Ramírez, 2002; Montaña-Arias et al., 2006; Rzedowski, 1978), especie de gran importancia ecológica, ya que fija el nitrógeno, mejora la fertilidad del suelo, y controla la erosión, favorece el desarrollo de matorrales, actúa como planta nodriza, proporciona alimento y refugio a la fauna y es un indicador de la profundidad del manto freático (Montaña-Arias et al., 2006; Rios Saucedo et al., 2011). A pesar de su importancia ecológica, en la actualidad sus poblaciones han disminuido debido principalmente por el cambio de uso de suelo promovido por el aumento de la zona agrícola en la región.

Cabe mencionar que no se empleó como criterio de análisis a la vegetación, debido a que el mezquital (vegetación que caracterizaba al área y que estaba representado por *P. laevigata*) ha sido removido para el establecimiento de actividades agropecuarias (Bravo-Hollis, 1937; González Quintero, 1968; Velasco Santiago y Ojeda Rivera, 1989).

Para el análisis de delimitación se distinguieron a cuatro componentes ambientales (estructural, climático, geomorfométrico e histórico), cada uno representado en formato *raster* e integrado por distintos criterios que representan aspectos particulares del Valle del Mezquital y que en conjunto sirvieron para diferenciar superficies que pueden formar parte del área a delimitar y caracterizar. Los cuatro componentes se eligieron con base en lo reportado en los distintos trabajos realizados para la región, en los cuales se destaca su clima árido, conformado por una serie de valles escalonados sobre los que se establecía como vegetación predominante el Mezquital y en los que el rasgo distintivo sociocultural es la presencia de la etnia hñahñu.

A continuación, se describen los métodos empleados para la obtención de los componentes ambientales y sus criterios, los cuales sirvieron para la generación del modelo de delimitación de la región:

Componente estructural. Los criterios considerados para describir al área en estudio, desde una perspectiva estructural incluyeron información de tipo edáfico, hídrico y litológico. (a) Criterio edáfico: Se procesó a partir de la carta edafológica 1:250,000 (INEGI, 2013a) y se adecuó a las unidades fisiográficas trazadas manualmente sobre curvas de nivel escala 1:50 000 (INEGI, 2014b); lo anterior permitió obtener una capa de suelos acorde con el relieve del área en estudio así como reconocer los suelos con aptitud agrícola sujetos a riego. (b) Criterio hídrico: Se definieron con base en las curvas de nivel y corrientes de agua superficiales escala 1:50,000 (INEGI, 2014a); el procedimiento consistió en la delimitación por medio de la vectorización en pantalla de los parteaguas de las subcuencas hidrográficas tributarias a la cuenca del río Tula (QGIS.org, 2021), las cuales se clasificaron con base en su posición: porción alta, media o baja de la cuenca. (c) Criterio litológico. La información empleada se obtuvo de las cartas geológico-mineras escala 1:50,000 (SGM, 1995) y se ajustaron a las unidades del relieve reconocidas: llanura, cañada, piedemonte, ladera y cresta.

Componente climático. Para definir las áreas que por sus características climáticas influyen en el crecimiento y desarrollo de la vegetación de ambientes áridos, se empleó la pluviosidad y la afinidad climática de *P. laevigata*. (a) Criterio pluviométrico: Expresa la relación entre la precipitación anual y la temperatura, $R = P/T$, donde P es la precipitación anual (mm) y T representa la temperatura media anual (°C). El cociente P/T es un indicador de la eficiencia de la precipitación en relación con la temperatura (García, 2004). Las capas *raster* de temperatura media anual y precipitación anual, empleadas para el cálculo del índice pluviométrico se obtuvieron de Wordclim (2020). (b) Criterio bioclimático: Se elaboró el modelo de afinidad climática para *P. laevigata* (mezquite), árbol en su tiempo abundante y ampliamente distribuido en el área en estudio. El modelo se generó mediante el algoritmo BIOCLIM (Hijmans et al., 2000), el cual empleó 255 registros de colecta de *P. laevigata* obtenidos del portal de la Global Biodiversity Information Facility (GBIF, 2014).

A partir de los registros de colecta se obtuvieron los valores de 19 variables climáticas derivadas de la precipitación media mensual y de las temperaturas máximas y mínimas de cada mes (Hijmans et al., 2005). Las celdas que presentaron más de dos sitios de colecta se consideraron como registro único para el análisis. Las variables climáticas utilizadas representan la tendencia anual (temperatura media anual, precipitación anual), la estacionalidad (registro anual de temperatura y precipitación) y los límites extremos (temperaturas mensuales más bajas y altas, trimestres con y sin lluvia). Con BIOCLIM se identificaron los valores extremos de cada variable ambiental y definió una envoltura climática. Las celdas del área de estudio que presentan condiciones ambientales dentro de los límites de la envoltura se establecen como sitios que favorecen el establecimiento de la especie. Se excluyeron el 2.5 % de los valores más bajos y altos de cada variable, con lo que se define la caja ambiental o envoltura climática de los registros; de este modo, el grupo de datos obtenidos representa los límites de los percentiles 2.5-97.5 de la envoltura ambiental por lo que se excluyen el 5% de datos que resultarían extremos. El modelo de afinidad climática asigna la categoría de “No adecuado” a las zonas que presentaron valores por fuera de la caja ambiental(0-2.5 y 97.5-100); “Bajo” para las que se encontraron dentro de los percentiles 2.5-5.0 y 95.0-97.5; “Medio” para las que estuvieron dentro de los percentiles 5.0-10.0 y 90.0-95.5; “Alto” para aquellas dentro del intervalo 10.0-20.0 y 80.0-90.0; “Muy Alto” a las áreas dentro de los percentiles 20.0-35.0 y 65.0-80; y “Excelente” para aquellas áreas dentro de los percentiles 35.0-50.0 y 50.0-65.0. Así Bioclim genera un índice de afinidad de cada punto en la caja ambiental, que resulta más alto al estar más al interior de la caja, es decir, los puntos al centro de la caja tienen un valor alto, mientras lo ubicados en la periferia, un valor bajo.

Componente geomorfológico. Se consideró la geometría del terreno y un modelo altimétrico como criterios indicativos de la pertenencia del terreno a morfologías de fondo de valle, a fin de distinguir los pisos altitudinales del conjunto de valles que conforman la región (González Medrano, 2012). (a) Criterio altimétrico: Para su obtención, se procesó un modelo digital de elevación (MDE) a partir del Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0 (INEGI, 2013b). Asimismo, con la finalidad de obtener valores de elevación que no presenten cambios abruptos en la distribución de alturas, se aplicó al MDE un suavizado, basado en un análisis estadístico focal que consideró un filtro promedio de *Kernel* circular de 5 píxeles de diámetro. (b) Criterio geomorfológico: A partir del MDE suavizado se obtuvo un *raster* que indicó la geometría cóncava, convexa o lineal. Los valores esperados de curvatura en zonas montañosas (relieve moderado) varían de -0.5 a 0.5, mientras que para zonas con montañas escarpadas (relieve extremo) los valores fluctúan de -4 a 4 (MacMillan y Shary, 2009). El *raster* de curvaturas, generado por medio del menú Terrain Analysis|Terrain Classification disponible en SAGA v.2.1.4 (Conrad et al., 2015), se reclasificó en tres categorías: lineal, cóncavo y convexo.

Componente histórico. A partir de 67 localidades en los que históricamente se asentó la etnia hñahñu (López-Aguilar, 1997; López Aguilar y Bali Chávez, 2002; López Aguilar y Fournier, 2009), se generó un modelo de densidad de puntos por medio de un *Kernel* de radio de búsqueda de 10 km. El *raster* de salida presenta valores más altos para las áreas con mayor cantidad de localidades dentro del radio de búsqueda. Los valores continuos de las cinco clases del *Kernel* se reclasificaron bajo las siguientes categorías: Muy denso, Denso, Regularmente denso, Poco denso, Aislado, Sin localidades.

Análisis multicriterio. El análisis multicriterio incluye un conjunto de técnicas que permiten fundamentar los procesos de toma de decisiones (Malczewski, 2006) con base en la integración de múltiples criterios de evaluación y que de acuerdo con su importancia (ponderación) seleccionan los desempeños más adecuados de acción (Uribe et al., 2014). El análisis multicriterio utilizó dos técnicas para la ponderación de los criterios: a) el método de experto y b) el proceso analítico jerárquico; ambos procedimientos incluyeron los aspectos biológicos, físicos y culturales que de manera recurrente se citan en la literatura como distintivos del Valle del Mezquital (Bravo-Hollis, 1937; Duran Coyote, 2009; Espino Ortega y De la Cruz López, 2009; García Castañeda y López Pérez, 2004; González Quintero, 1968; López-Aguilar, 1997; López Zepeda, 2007; Ramírez Martínez, 1998). El empleo de ambos métodos tuvo como propósito el reconocer la discrepancia en la delimitación del Valle del Mezquital ya que el juicio personal, en la toma de decisión, puede tornarse insuficiente cuando se analizan problemas complejos.

Método de experto (ME). Incluye un grupo de metodologías aplicadas en la selección de sitios óptimos o en el modelado de adecuación; utiliza una escala común de valores para diversas variables, las cuales son ponderadas de acuerdo con el criterio del evaluador; los modelos obtenidos identifican las mejores ubicaciones o las más favorables de un fenómeno específico (Maguire et al., 2005; Yan-Sui et al., 2006). Por lo tanto, para definir el área que geográficamente corresponde al Valle del Mezquital se ponderaron y jerarquizaron los componentes ambientales y sus criterios con base en el método de experto, el cual se fundamenta en el juicio personal y experiencia obtenida de los recorridos y muestreos realizados en la región, así como en las descripciones de aspectos ambientales y sociales realizadas en los distintos trabajos consultados, a partir de los cuales se discernió aquellos que resultaban distintivos y relevantes de la región.

Las clases de cada criterio se ajustaron a una escala ordinal de 0 a 5 (**Tabla 1.2**, columna 3 valor ordinal). La información vectorial obtenida de los componentes ambientales se convirtió a formato *raster* con una resolución espacial de 30 m, a fin de equiparar toda la información al modelo de elevación digital, el cual es el mapa base para la obtención de criterios considerados para la delimitación del Valle del Mezquital (**Tabla 1.2**, columna 2 criterios).

Tabla 1.2. Componentes y criterios empleados en el análisis multicriterio. Modificado de Yan-Sui et al. (2006).

Componente ambiental (peso)	Criterios (peso)	Valor ordinal (peso)					
		5	4	3	2	1	0
Estructural (0.45)	Edáfico (0.45)	Con riego y aptitud agrícola	Con aptitud agrícola	Aptitud agrícola media	Aptitud agrícola baja	Sin aptitud agrícola	Cuerpo de agua/Área urbana
	Hídrico (0.25)	Cuenca Baja	Cuenca Media	Cuenca Tributaria	Cuenca Alta	Cuenca Confluyente	Cuenca no tributarias
	Litológico (0.3)	Conspicua	-	Común	Poco común	-	No presente
Climático (0.25)	Pluviométrico (0.6)	Semiárido	Árido	Desértico	Subhúmeda	-	Húmeda
	Bioclimático (0.4)	Afinidad Excelente	Afinidad muy alta	Afinidad alta	Afinidad media	Afinidad baja	No adecuado
Geomorfométrico (0.2)	Altimétrico (0.4)	162 - 1,200	1,200 - 1,600	1,600 - 2,000	2,000 - 2,400	2,400 - 2,800	2,800 - 4,000
	Morfométrico (0.6)	Lineal	-	-	-	Cóncavo	Convexo
Histórico (0.1)	Localidades (1)	Muy denso	Denso	Regularmente denso	Poco denso	Aislado	Sin localidades

Así, el número de criterios por componente resultó de tres para el estructural, dos para el climático y geomorfométrico y uno para el histórico (**Tabla 1.2**, columna 2 criterios). Los criterios del componente estructural (edáfico, hídrico y litológico) representan el 45 % del total de la ponderación, debido a que explican y definen respectivamente a los valles fluviales, la altitud, la curvatura de la pendiente y la localización de los asentamientos de la etnia hñahñu. Por su parte, los criterios del componente climático (pluviométrico, bioclimático), constituyen el 25 % de la ponderación, y evidenciándose aspectos importantes para la delimitación: el primero la condición de aridez y el segundo la distribución potencial de *P. laevigata* en el área en estudio. Los criterios del componente geomorfométrico (altimétrico y morfométrico) incluyen el 20 % de la ponderación, e identifican las áreas que por su curvatura corresponden a superficies planas, en las que se extienden depósitos aluviales y que de acuerdo con su gradiente altitudinal sirven para diferenciar los valles. Por último, el componente histórico, con un 10 % de la ponderación, estableció la distribución de los asentamientos de la etnia hñahñu; este componente presentó una estrecha relación con las características estructurales, climáticas y geomorfométricas del área en estudio.

La suma ponderada del modelo ME de delimitación generó una puntuación global S_k a partir de los criterios k ésimos de cada componente ambiental ($i = 1$ a r) de acuerdo con el siguiente modelo de evaluación propuesto:

$$S_k = \sum_{i=1}^r a_i^k \cdot \sum_{j=1}^5 F_{ij}^k \quad \text{Ecuación 1.1. Suma ponderada de criterios}$$

Donde r se refiere al número de criterios de un componente ambiental; a representa la ponderación de un criterio, 0.45 para el suelo, 0.25 para las cuencas y 0.3 para la litología (**Tabla 1.2**, columna 2 criterios), con una suma total de 1 para los valores de los criterios de un componente determinado, y F_{ij} es el valor ordinal (5 - 0) de las clases de cada criterio (**Tabla 1.2**, columna 3).

A su vez, los cuatro componentes ambientales tuvieron diferente valor de ponderación y de su efecto particular y combinado derivan las posibilidades para la obtención del modelo de delimitación del Valle del Mezquital (SV_{ME}):

$$SV_{ME} = \sum_{k=1}^{k=4} \beta_k^h \cdot S_k^h \quad \text{Ecuación 1.2. Suma ponderada de componentes}$$

Donde β_k , representa el peso del componente, 0.45 para el estructural a 0.1 para el histórico (**Tabla 1.2**, columna 1 componentes); y S_k representa la suma total de los criterios de los componentes ambientales obtenidos de la **Ecuación 1.1**. El modelo de delimitación (SV_k) denotará mediante una escala ordinal de 0 (no representativo) a 5 (completamente representativo) la superficie que a partir de los criterios ambientales representan en mayor proporción las características distintivas del Valle del Mezquital.

Proceso Analítico Jerárquico (AHP). Es una técnica que tiene una aplicación particular en la toma de decisiones en grupo. La principal característica del AHP es que el problema de decisión se plantea mediante una jerarquización en cuyo nivel superior está el objetivo del problema y, en la base, las alternativas a evaluar (Saaty, 2008). El diseño de las jerarquías requiere experiencia y conocimiento del problema planteado, del cual es indispensable disponer de toda la información necesaria. El AHP realiza comparaciones por pares de elementos, de acuerdo con su importancia o contribución de cada uno de ellos. Las comparaciones por pares se realizan por valores de importancia, que se evalúan en función de una escala numérica propia del AHP. En sí, el método es un modelo de decisión que interpreta los datos y la información mediante la realización de juicios y medidas en una escala de razón dentro de una estructura jerárquica preestablecida.

Para delimitar el Valle del Mezquital por medio del AHP se siguieron ocho pasos: 1) del Planteamiento del problema y definición del objetivo. 2) Establecimiento de las jerarquías para la toma de decisiones con base en los criterios. 3) Construcción de una matriz de comparación por pares de criterios mediante el uso de una escala de medición relativa (**Tabla 1.3**); las comparaciones por pares se realizaron en términos de qué elemento domina sobre el otro; la asignación de recíprocos es necesaria para la construcción de la matriz (**Tabla 1.4**). 4) Obtención de la matriz normalizada, se suman los valores de cada columna de la matriz de comparación por pares; posteriormente se divide cada valor de la columna entre la suma de la columna (**Tabla 1.5**). 5) Cálculo de los pesos, la media de los valores de cada fila de la matriz de normalizada es el peso de cada criterio. 6) Cálculo de lambda, se multiplica el vector columna los pesos por cada fila de la matriz normalizada; los valores del vector columna resultante se dividen entre su peso, el promedio de los cocientes es lambda. 7) Cálculo del índice de consistencia (CI) y la relación de consistencia (CR) de acuerdo con las siguientes expresiones:

$$CI = \frac{\lambda - n}{n - 1} \quad \text{Ecuación 1.3. Índice de consistencia}$$

Donde n es el tamaño de la matriz; y λ es el promedio de los productos de la matriz R por el vector w . Para definir que la matriz es consistente se obtuvo la relación de consistencia a partir de cociente:

$$CR = \frac{CI}{RI}$$

Ecuación 1.4. Relación de consistencia

Donde CI es el índice de consistencia y RI es el índice de consistencia aleatorio que para una matriz de 8X8 tiene un valor de 1.41. La relación de consistencia resulta aceptable si es menor a 0.10 por lo que el vector de pesos obtenidos se admite como válido; sí es mayor, la matriz es incompatible; para obtener una matriz consistente, los juicios deben ser revisados y mejorados. 8) Los pasos 3 a 6 se realizaron para todos los criterios (Goshal et al., 2011). 9) Obtenidos los pesos para los ocho criterios se realizó la suma pondera, el modelo obtenido se representó mediante una escala ordinal de 0 a 5.

Los pesos obtenidos se emplearon para la realización de la suma ponderada dada la siguiente expresión:

$$SV_{AHP} = \sum_{i=1}^{k=8} \beta_k^h \cdot S_k^h$$

Ecuación 1.5. Suma pondera AHP

Donde β_k representa el peso del criterio, 0.26 para el edáfico, 0.054 para el litológico, 0.176 para el hidrológico y 0.072 para las localidades (**Tabla 1.5**, columna 2); y S_k representa el valor, en escala nominal, de cada celda del *raster* en cuestión, por lo tanto:

$$SV_{AHP} = 0.26 \cdot Edáfico + 0.054 \cdot Litológico + 0.176 \cdot Hidrológico + \dots + 0.072 \cdot Localidades$$

De igual manera que para el método de experto, el modelo de delimitación obtenido (SV_{AHP}) tendrá una salida es escala ordinal de 0 (no representativo) a 5 (completamente representativo).

A partir de la escala de comparación (**Tabla 1.3**) se califican las preferencias relativas entre dos elementos expresadas para el análisis. La matriz de comparación por pares de criterios se representa por encima de la diagonal principal el valor de la escala de comparación y por debajo su recíproco, las comparaciones inversas se presentan de manera contraria (**Tabla 1.4**). La matriz normalizada se obtuvo a partir de la proporción del valor de la celda i, j de la matriz de comparación por pares con respecto a la suma de toda la columna j , p.e. para el criterio edáfico 1/3.93 (**Tabla 1.5**); los pesos, los productos, la ratio y los índices obtenidos se muestran en la **Tabla 1.6**.

Tabla 1.3 Escala de comparación por pares (Saaty, 2008).

Juicio	Valor	Juicio	Valor	Juicio	Valor
Igualmente relevante	1	Moderadamente a fuertemente	4	Muy fuertemente relevante	7
Igualmente a moderadamente	2	Muy relevantes	5	Muy fuerte a extremadamente	8
Moderadamente relevante	3	Encarecidamente a muy fuertemente	6	Extremadamente relevante	9

Valores 2, 4, 6 y 8 se emplearon para comparaciones inversas

Tabla 1.4. Matriz de comparación por pares.

Criterio	Edáfico	Litológico	Hidrológico	Pluviométrico	Bioclimático	Morfométrico	Altimétrico	Localidades
Edáfico	1.00	7.00	1.00	1.00	3.00	7.00	9.00	5.00
Litológico	0.14	1.00	0.50	0.13	0.13	0.50	7.00	1.00
Hidrológico	1.00	2.00	1.00	1.00	1.00	3.00	5.00	5.00
Pluviométrico	1.00	8.00	1.00	1.00	3.00	3.00	9.00	3.00
Bioclimático	0.33	8.00	1.00	0.33	1.00	3.00	7.00	1.00
Morfométrico	0.14	2.00	0.33	0.33	0.33	1.00	5.00	1.00
Altimétrico	0.11	0.14	0.20	0.11	0.14	0.20	1.00	0.13
Localidades	0.20	1.00	0.20	0.33	1.00	1.00	8.00	1.00

Tabla 1.5. Matriz de criterios normalizada.

Criterio	Edáfico	Litológico	Hidrológico	Pluviométrico	Bioclimático	Morfométrico	Altimétrico
Edáfico	0.254	0.240	0.191	0.236	0.312	0.374	0.176
Litológico	0.036	0.034	0.096	0.030	0.013	0.027	0.137
Hidrológico	0.254	0.069	0.191	0.236	0.104	0.160	0.098
Pluviométrico	0.254	0.275	0.191	0.236	0.312	0.160	0.176
Bioclimático	0.085	0.275	0.191	0.079	0.104	0.160	0.137
Morfométrico	0.036	0.069	0.064	0.079	0.035	0.053	0.098
Altimétrico	0.028	0.005	0.038	0.026	0.015	0.011	0.020
Localidades	0.051	0.034	0.038	0.079	0.104	0.053	0.157

Tabla 1.6. Pesos, productos, lambda (λ) e índices.

Criterio	Pesos	Productos	Ratio	λ	CI	RI	CR
Edáfico	0.260	2.402	9.253	8.921	0.132	1.41	0.09
Litológico	0.054	0.458	8.491				
Hidrológico	0.176	1.539	8.767				
Pluviométrico	0.223	2.066	9.284				
Bioclimático	0.136	1.291	9.484				
Morfométrico	0.061	0.550	8.946				
Altimétrico	0.019	0.156	8.309				
Localidades	0.072	0.635	8.832				

Representación de los modelos. Con la finalidad de representar de manera más precisa y obtener superficies más homogéneas de las categorías nominales de los modelos de delimitación, se les aplicó un filtro promedio de *Kernel* circular de 2 km de diámetro. Así mismo, para mejorar la descripción del modelo, la escala ordinal se representó con cuatro clases porcentuales obtenidas mediante la técnica de intervalos naturales de *Jenks*, que se caracteriza por agrupar mejor los valores similares y maximiza las diferencias entre clases (Jenks, 1963). De este modo la combinación de criterios que generen valores altos (cuarta clase) definirá el área del Valle del Mezquital. Los mapas obtenidos por ambos métodos se compararon en el programa Map Comparison Kit, con base en: (1) la técnica de comparación por categoría, (2) la comparación *Kappa* se basa en un cotejo directo de mapas celda por celda y considera el total de celdas por clase que son iguales en los dos mapas, con los que se calculan dos similitudes: de cantidad y de ubicación; (3) el cálculo de conjuntos difusos (*Fuzzy Kappa*) que toma en cuenta el grado de similitud entre pares de celdas en dos mapas; la comparación de mapas considera la vecindad de una celda para expresar la similitud de esa celda en un valor entre 0 (totalmente distinto) y 1 (totalmente idéntico) (Visser & de Nijs, 2006).

1.3 Resultados

El ME presentó una ponderación promedio de 2.5 veces más alta para los criterios litológico, morfométrico, altimétrico y de localidad en comparación con el AHP, por el contrario los criterios edáfico, hidrológico, pluviométrico y bioclimático fueron 1.5 veces más altos en sus valores de ponderación asignados para el AHP con respecto al ME. A pesar de estas discrepancias fue posible reconocer en ambos modelos áreas de características ambientales similares.

Por lo tanto, la definición y delimitación del Valle del Mezquital propuesta, realizada en función de ocho criterios (edáfico, hídrico, litológico, pluviométrico, bioclimático, altimétrico, geomorfométrico e histórico) agrupados en cuatro componentes ambientales, presentaron una serie de características para el área en estudio que son descritas a continuación:

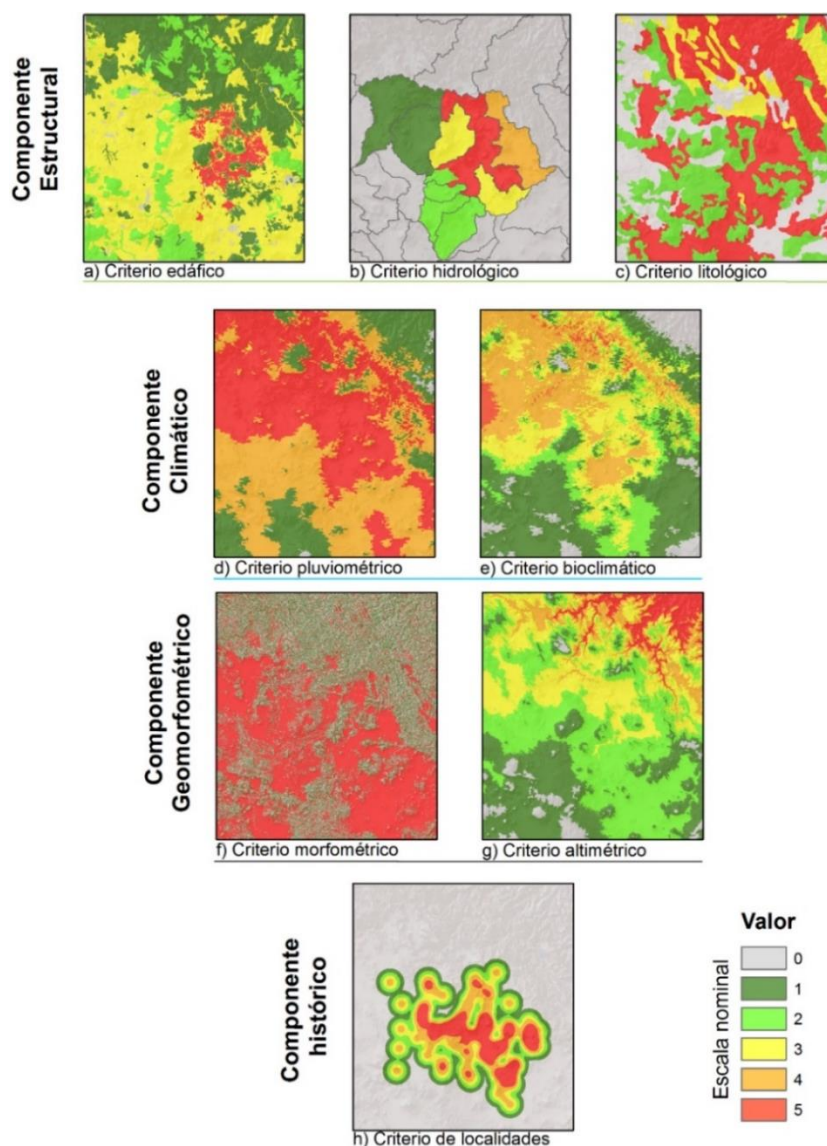
Componente estructural. El Valle del Mezquital se distingue por una actividad agrícola muy extendida debido al aprovechamiento de las aguas del río Tula en asociación con la extensa red de canales de riego y una serie de embalses como Endhó, La Peña y Las Golondrinas, que permiten almacenar el agua pluvial y residual. Las aguas empleadas para el riego de los cultivos favorecen la aptitud agrícola de suelos como el Vertisol y el Feozem, localizados del sureste al noroeste del área; otros suelos no sometidos a riego, pero bastante extendidos en el área son el Leptosol al noreste y el Andosol y Planosol al suroeste (**Ilustración 1.2a**). El criterio hídrico diferenció las cuencas del río San Juan, río Tula, Valle de México, Valle de Toluca, río Moctezuma y Blanco-Amajac; de estas, la cuenca del río Tula incluye al Valle del Mezquital (**Ilustración 1.2b**). El tercer criterio estructural, identificó una matriz litológica conformada por 17 tipos de roca, entre las que sobresalen, en el área en estudio, la volcánoclastica y la caliza con un 22 y 20 % respectivamente. La porción norte y noreste del área se diferenció por presentar roca sedimentaria; la porción centro, oeste y este mostró roca volcánico-clástica, roca ígnea extrusiva básica, intermedia y ácida (**Ilustración 1.2c**).

Componente climático. El criterio pluviométrico diferenció las zonas áridas, semiáridas, desérticas, subhúmedas y húmedas. La condición de aridez mostró una dominancia en el 81 % del área, con valores de 22.9 a 43.2 que la separa de las zonas desérticas y subhúmedas. La distribución de la aridez presentó una franja con orientación noroeste-sureste; las zonas húmedas se distribuyeron en la parte noreste y suroeste sobre la Sierra Madre Oriental y la Sierra de las Cruces (**Ilustración 1.2d**). Por su parte, la afinidad bioclimática de *P. laevigata* mostró valores por encima del percentil 5 (clases alto, muy alto y excelente) en la parte centro, oeste y noroeste; en estos sitios, las condiciones de temperatura (temperatura media anual de 18° C e isothermalidad del 65 %) y precipitación (precipitación anual de 593 mm) resultan adecuados para la especie. Cabe señalar, la correspondencia entre la clase de aridez del criterio pluviométrico y las clases alto, muy alto y excelente del modelo bioclimático, lo que denota un patrón de afinidad de *P. laevigata* al área (**Ilustración 1.2e**).

Componente geomorfométrico. El modelo altimétrico presentó un gradiente de noreste a suroeste con un intervalo de 162 - 3,914 m, que relacionado con la morfometría del terreno distinguió dos pisos altitudinales de curvatura lineal (1,800 - 2,150 m y 2,150 - 2,400 m), localizados en el sector centro-este y centro-oeste constituyeron el 50 % del área (**Ilustración 1.2f**). Las principales áreas con una curvatura de tipo lineal corresponden a los valles de Huichapan, Actopan, Ixmiquilpan, Tecozautla, Tasquillo, Tula de Allende, Mixquiahuala, Acambay, Zumpango, Jilotepec, México y Tequisquiapan (**Ilustración 1.2f y g**).

Componente histórico. La densidad de localidades mostró la naturaleza y el acomodo de los asentamientos humanos y poblados rurales con raíces históricas que los vinculan con la etnia hñahñu. El modelo indicó que la mayor densidad de localidades se encontró en la sección centro y sureste del área, dentro de la cuenca del río Tula, en terrenos con curvatura lineal y condiciones áridas. Las clases “muy denso” presentó un patrón de distribución con dirección oeste-centro-sureste, e incluyó a las localidades de San José Atlán, Zimapantongo, Mixquiahuala, Tepatepec, Atitalaquia, Hueypoxtla y Tecajique (**Ilustración 1.2h**).

Ilustración 1.2. Criterios utilizados en la delimitación del Valle del Mezquital.



Delimitación del Valle del Mezquital. Los modelos de delimitación del Valle del Mezquital obtenidos con base en el ME y del AHP mostraron valores de representatividad que oscilaron entre 0 - 100 %, por lo que un píxel con porcentaje alto, indica una mayor proporción de características inherentes de la región (referentes a los componentes estructural, climático, geomorfológico e histórico del ambiente). Ambos modelos no presentaron celdas con una suma ponderada de cinco (100 % de representatividad) debido a que la altimetría (**Ilustración 1.2g**) y afinidad climática de *P. laevigata* (**Ilustración 1.2e**) presentaron sus valores más altos al norte y oeste del área en estudio respectivamente, lo que evitó que la suma ponderada no alcanzara el puntaje máximo.

En el caso del modelo derivado del ME, las cuatro clases de representatividad diferenciaron seis polígonos orientados de centro-oeste a centro-este, con un patrón de distribución disyunta y valores de representatividad superiores al 68 %; el puntaje más alto que registró este modelo, de acuerdo con la escala ordinal resultó de 4.74, correspondiente a un 92.8 % de representatividad de los criterios; los polígonos 1, 2, 3, 4, 5 y 6 (**Mapa 1.2**) obtenidos por el ME presentan características bioclimáticas (ambiente árido afín a *P. laevigata*) y geomorfológicas (roca volcano-clástica y curvatura lineal) distintivas de la región; no obstante no se consideran parte del Valle del Mezquital debido a que no constituyeron un polígono único. En sí, los polígonos 1, 2, 3, 4 y 5, registraron valores superiores al 68 % debido a que estuvieron relacionados con la presencia de roca volcano-clástica, criterios que resultó influido por la técnica de suma ponderada ya que asume que los factores de mayor ponderación (criterios edáfico, hídrico y litológico) generan valores altos en el modelo; mientras que el polígono 4 (de menor tamaño) es producto del filtro promedio (**Mapa 1.2**).

Por su parte el modelo generado mediante el AHP resultó más robusto, al definir solo cinco polígonos y de los cuales el ubicado en el centro-este del área en estudio (polígono 5) coincide con el de mayor área del ME (polígono 7); del mismo modo, presentó una serie de polígonos disyuntos (**Mapa 1.3**), dos al centro este y otros dos al sur del área en estudio. Los valores de representatividad más altos se incluyeron en la clase 70 a 95 %. En general el modelo obtenido por el método de AHP, resultó similar al modelo generado a partir del ME; no obstante, el área de valores de representatividad alta resultó más homogénea (**Mapa 1.3**; Clase 70-95 %).

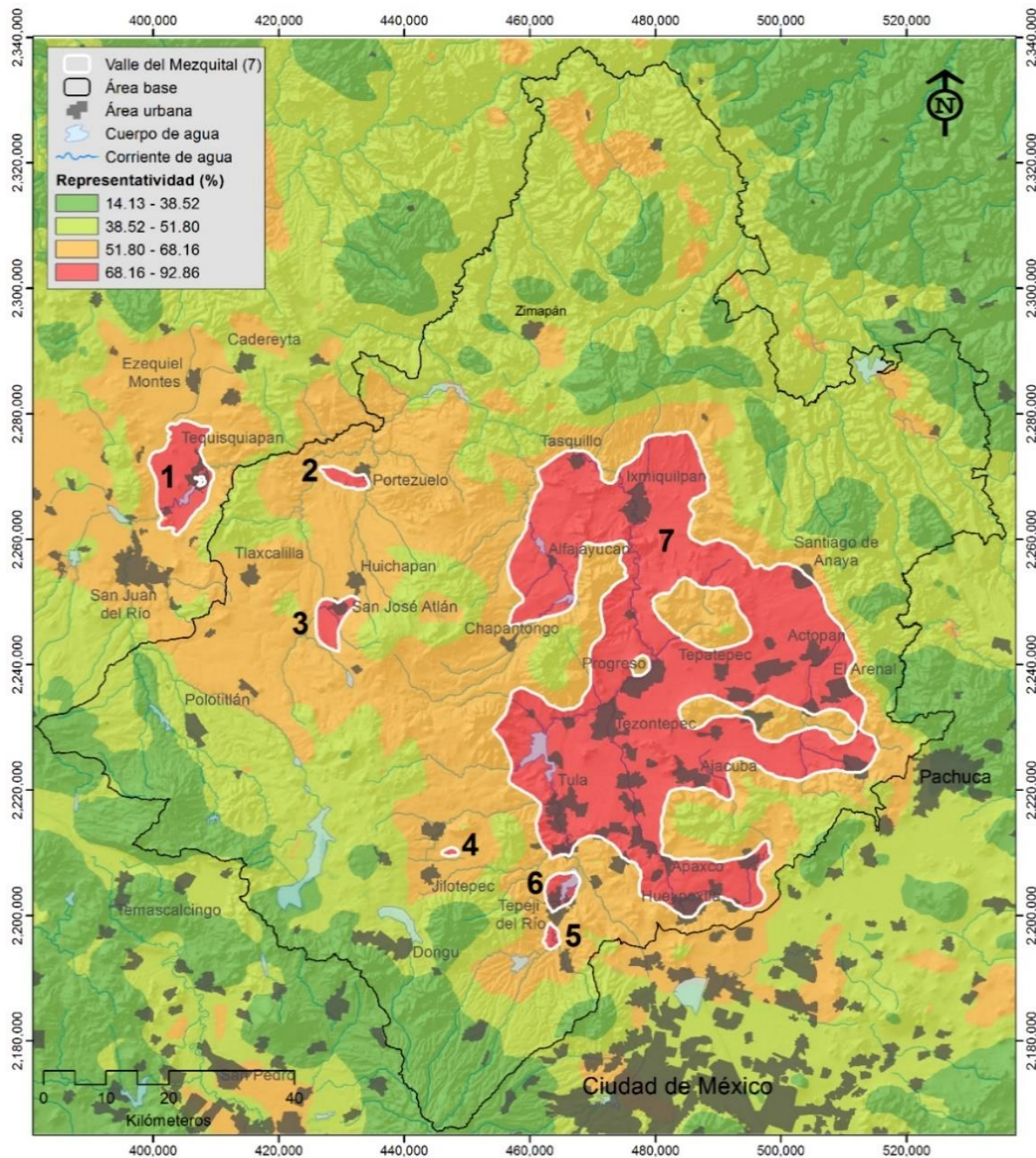
En sí, en ambos modelos los perímetros de los polígonos 7 (**Mapa 1.2**) y 5 (**Mapa 1.3**), coincidieron en mayor medida en sus límites noroeste, norte, noreste y este. Por consiguiente, la región del Valle del Mezquital quedó definida por los polígonos 7 y 5; localizados en el centro-este del área en estudio, y que en unión cubren una superficie de $\approx 2,800 \text{ km}^2$, se caracterizan por presentar suelos Feozem y Vertisol sometidos a riego, una matriz litológica de tipo volcano-clástica con afloramientos de roca caliza, condiciones de aridez que favorecen el establecimiento de *P. laevigata*, terrenos de curvatura lineal, pertenecer a la porción media y baja de la cuenca del río Tula e incluir el 55 % de las localidades históricas de la etnia hñahñu.

De acuerdo con la comparación por categoría, ambos modelos consideran que el 7.8% del área analizada pertenece a la categoría 5 (68%<; **Mapa 1.2** y **Mapa 1.3**); por lo que reúnen el mayor porcentaje de representatividad de criterios que definen al Valle del Mezquital (**Mapa 1.4**); el porcentaje de área estimada exclusivamente por el ME fue el doble a la establecida por el AHP (**Tabla 1.7**).

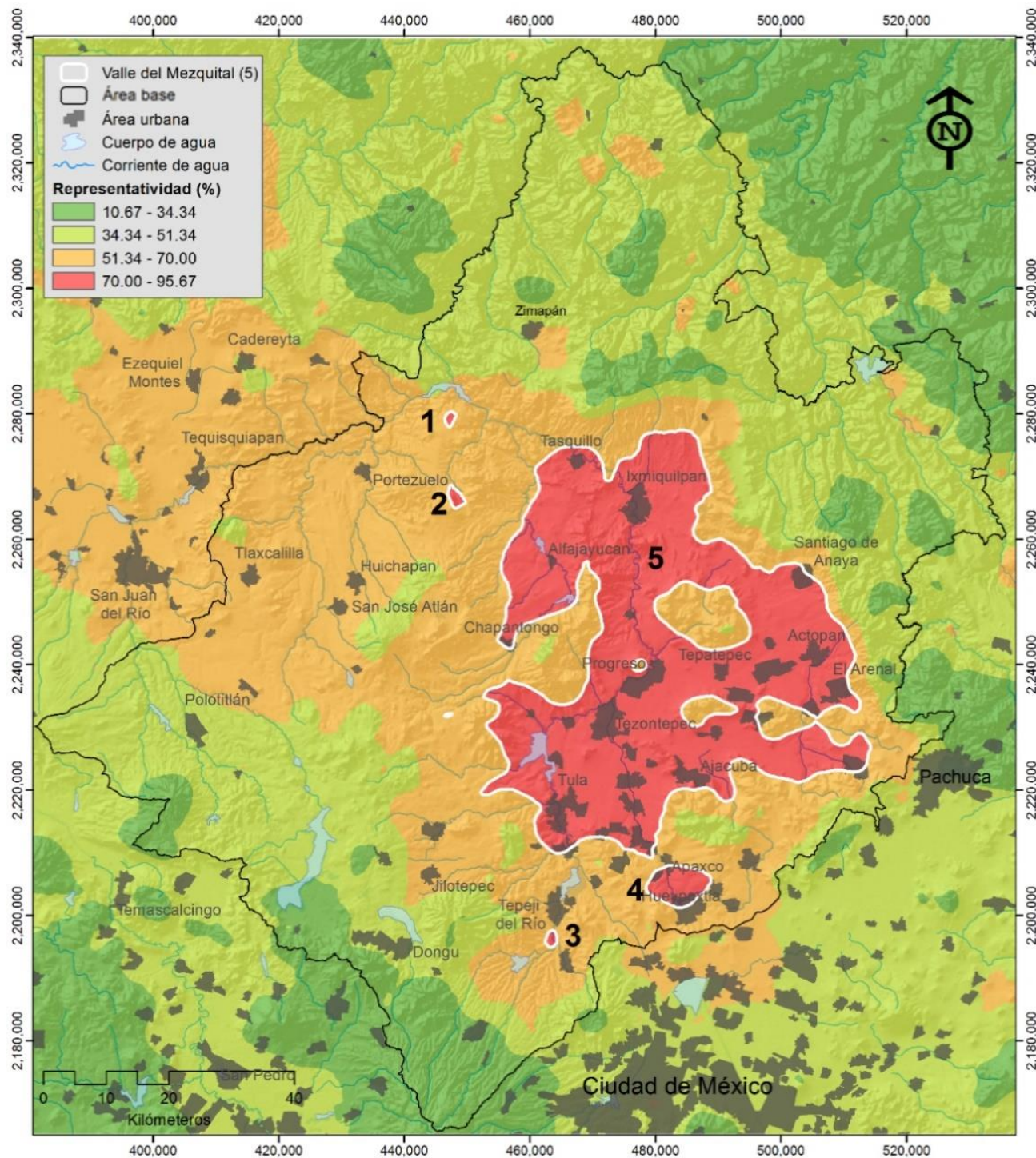
Tabla 1.7. Superficie y proporción de la clase de mayor representatividad de criterios del Valle del Mezquital (clase 5).

Categoría 5	Km ²	%
En ninguno de los modelos	24,767.26	90.1
En ambos modelos	2,154.61	7.8
Solo en ME	385.80	1.4
Solo en AHP	195.88	0.7
Total	27,503.55	100

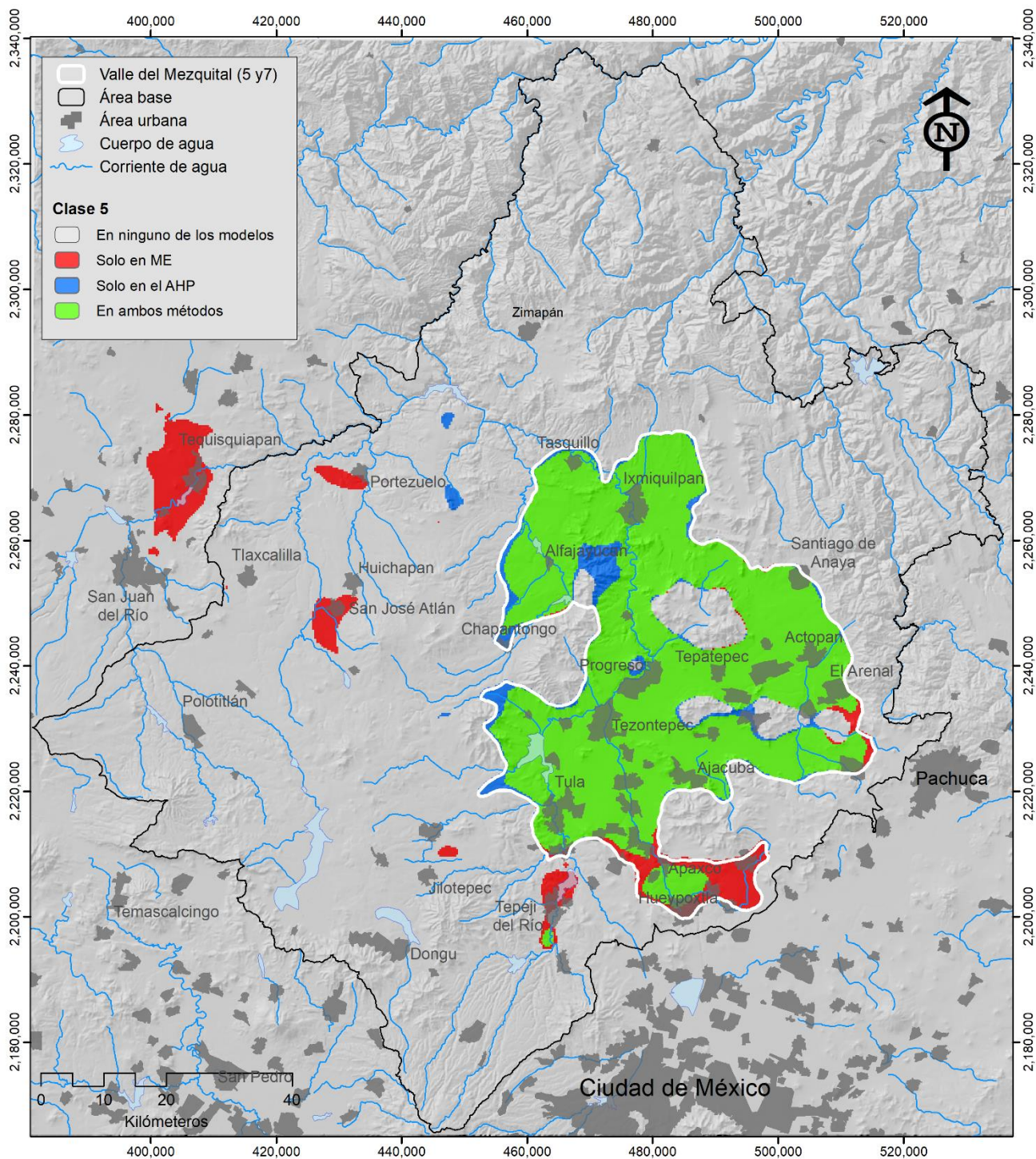
Mapa 1.2. Modelo de delimitación del Valle del Mezquital obtenido por el ME.



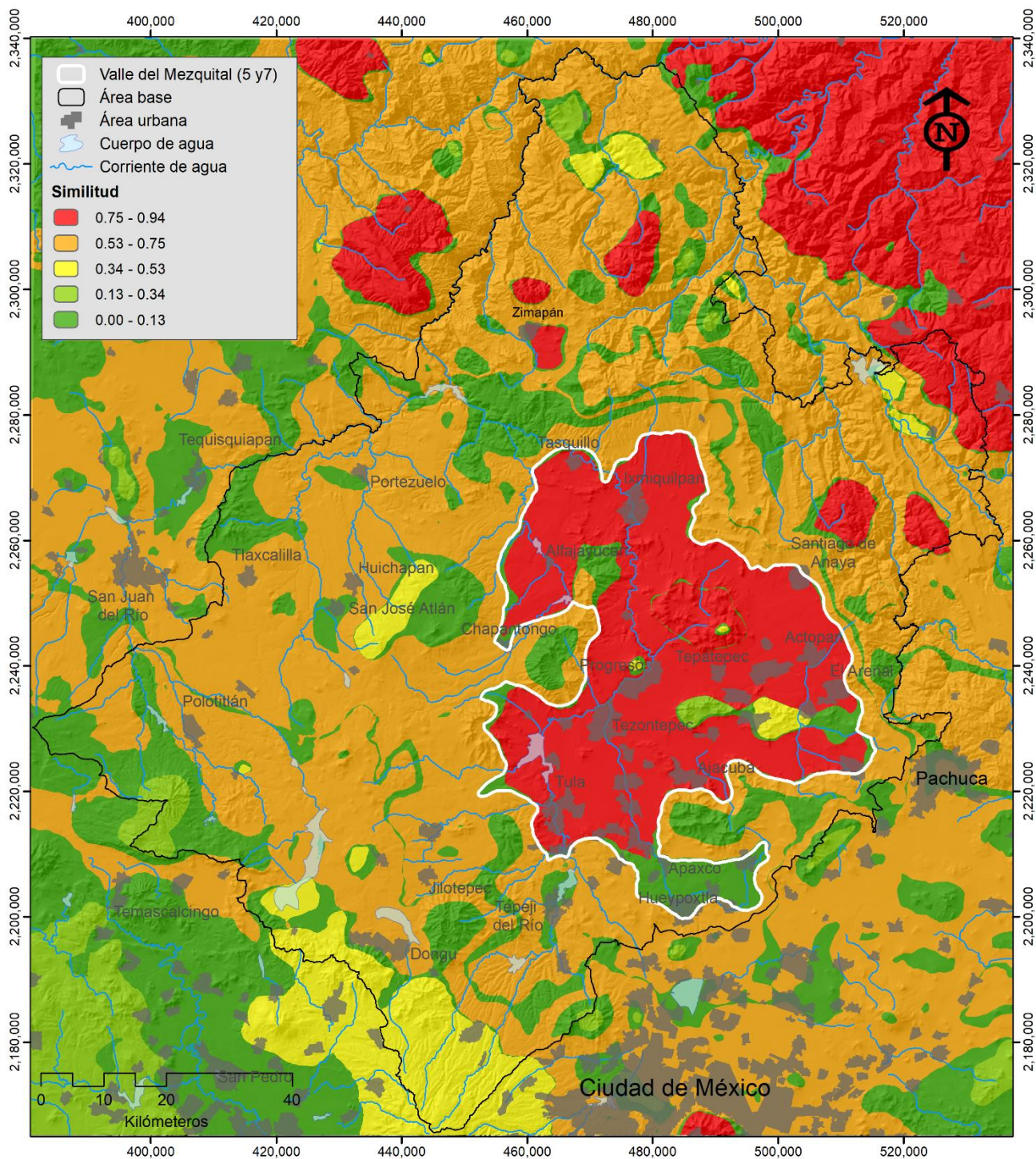
Mapa 1.3. Modelo de delimitación del Valle del Mezquital obtenido por el método de AHP.



Mapa 1.4. Áreas de la Clase 5 (mayor % representatividad de criterios).



Mapa 1.5. Mapa de similitud (superficies homogéneas).



El número total de celdas pertenecientes a la clase 5, por cada categoría (Kappa de cantidad) y por distribución en el mapa (Kappa de ubicación) presentaron valores superiores al 0.9; el valor de Kappa entre modelos resultó de 0.869 (**Tabla 1.8**). Estos resultados sugieren, que ambos modelos reconocieron áreas similares y por lo tanto coinciden en la identificación de criterios que distinguen al Valle del Mezquital.

Tabla 1.8. Kappa de cantidad y Kappa de ubicación de la comparación entre los métodos ME y AHP.

	Clase de representatividad				
	Kappa	5	4	3	2
Kappa de cantidad	0.814	0.908	0.819	0.698	0.945
Kappa de ubicación	0.873	0.957	0.881	0.913	0.77
Kappa	0.711	0.869	0.722	0.637	0.728

Finalmente, de acuerdo con la técnica de *Fuzzy Kappa* (*Kappa* difusa) la similitud promedio entre modelos resultó de 0.687 con un valor de Kappa de 0.568; no obstante a pesar de dichos valores, el mapa similitud para toda el área en estudio permitió diferenciar zonas con valores superiores al 0.75, que representan áreas homogéneas en cuanto a sus condiciones ambientales, tales zonas corresponden a serranías y cerros así como a la región del Valle del Mezquital (**Mapa 1.5**).

1.4 Discusión

Cronología y ambigüedades de la delimitación del Valle del Mezquital. El Valle del Mezquital recibió su nombre por la abundancia hasta el siglo XVIII de los mezquites, elementos que mejor reflejaban la identidad de la región (López Aguilar y Fournier, 2009). En las primeras descripciones de la extensión y límites de la región que datan de 1755, se menciona que la Provincia del Mezquital, es particularmente apacible, cubierta de plantas espinosas, entre las que se dispersan algunas haciendas; con presencia mayoritaria de la etnia hñahñu, el área está dedicada a la jarcia, obtención de sal, labranza y engorda de ganado cabrío y ovejuno (Villa-Señor y Sánchez, 2006).

A pesar de la importancia económica y cultural del Valle del Mezquital, el primer trabajo que presentó un mapa con los límites de la región se publicó en el trabajo de (González Quintero, 1968), a partir de entonces la tendencia en los límites propuestos denotó un incremento en el área; de manera que los estudios subsecuentes extienden los límites más allá de lo que homogéneamente corresponde a la región. La amplia variedad de propuestas, casi siempre de orden académico, describen y definen los límites del Valle del Mezquital mediante localidades y aspectos topográficos, hidrológicos o geopolíticos (Bravo-Hollis, 1937; Duran Coyote, 2009; Espino Ortega y de la Cruz López, 2009; Garcia Castañeda y López Pérez, 2004; González Quintero, 1968; López-Aguilar, 1997; López Zepeda, 2007; Ramírez Martínez, 1998). En general los distintos límites propuestos presentaron disparidades en sus descripciones y cartografías, lo que ha propiciado traslapes, ambigüedades y degradaciones en los contornos internos y externos de lo que es el Valle del Mezquital. Así mismo los criterios empleados para la definición y delimitación de la región no contemplan de manera integral la vegetación, el suelo, la litología, el clima, ni aspectos históricos y culturales, a pesar de que son elementos fundamentales de la identidad de la región y que resultan indispensables en la planeación de actividades productivas, el manejo de los recursos naturales y el mantenimiento de los servicios ambientales. No obstante, todas las propuestas planteadas pertenecen a una lista acotada de enfoques que se detallan a continuación:

Enfoque hidrológico. Es uno de los criterios más recurrentes, bajo el cual el Valle del Mezquital ha sido delimitado en función de su pertenencia a la cuenca hidrográfica del río Tula, o a la serie de cuencas en las que ésta se organiza (López Zepeda, 2007), y en las que se encuentran diversos valles como son el de Actopan, Alfajayucan, Ixmiquilpan, Mixquiahuala, Tepetitlán, Tezontepec, Tula y Zimapán (Espino Ortega y de la Cruz López, 2009; González Medrano, 2012). Otros trabajos mencionan su origen lacustre, su relación con el acuífero del basamento y su ubicación en las depresiones del relieve montañoso de la Mesa Central (Bravo-Hollis, 1937).

Enfoque geomorfológico. La mayoría de las propuestas que siguen este criterio consideran que el Valle del Mezquital corresponde a una depresión topográfica, exclusiva de la planicie del fondo de la cuenca del río Tula, constituida por una alternancia de material piroclástico, lava, sedimentos lacustres y aluvión (Lesser-Carrillo et al., 2011). Otros trabajos mencionan que su área se extiende hasta los piedemontes de la Sierra de Juárez al norte; el cerro del Fraile, el cerro del Águila y la Sierra de Actopan al este; la Sierra del Mexe al sur y al oeste la sierra de Xinthé (González Quintero, 1968).

Enfoque edáfico-climático. Se describe al Valle del Mezquital por sus características edáficas y climáticas, diferenciándolo en tres subregiones: la primera con suelos sujetos a riego y un clima semiseco; la segunda de clima semicálido en la que predominan los cultivos de temporal; y la tercera de clima templado y un suelo no apto para la agricultura (Moreno Alcántara et al., 2006).

Enfoque político-administrativo. El Valle del Mezquital ha sido definido más por sus características socioeconómicas, que por aspectos bióticos y físicos (Calvillo Ortega, 1981). Distintos estudios consideran que los límites del valle coinciden con los polígonos de los municipios que comprende, y en otros casos se ha partido de otros criterios socioeconómicos, para luego establecer las entidades administrativas que constituyen a la región. Bajo este aspecto se ha establecido que la extensa superficie de la región comprende 37 municipios (Espino Ortega y de la Cruz López, 2009).

Enfoque florístico-ecológico. En estos estudios, a pesar de considerar el mismo tema de investigación, las diferencias en las delimitaciones son aún más frecuentes y contradictorias, ya que enmarcan a su trabajo a límites de tipo geopolítico, hidrológico y/o geomorfológico (Bravo-Hollis, 1937; Espino Ortega y de la Cruz López, 2009; García Castañeda y López Pérez, 2004; González Quintero, 1968; Ruíz-Barrera, 2012; Velasco Santiago y Ojeda Rivera, 1989).

Estas discrepancias denotan las ambigüedades al tratar de concebir la extensión y peculiaridades del Valle del Mezquital y que se evidencia con lo mostrado por el ME, en el que los polígonos 1, 2 y 3 (**Mapa 1.2**; clase 68-92 %) localizados al centro-oeste del área en estudio, coinciden con lo mencionado por algunos autores referente a que los límites del Valle del Mezquital se extienden hacia el occidente (Calvillo Ortega, 1981; Espino Ortega y de la Cruz López, 2009; López Aguilar y Fournier, 2009; Ramírez Martínez, 1998). En contraste el método AHP, no sobrestimó las ponderaciones por lo que identificó áreas ambientalmente homogéneas, reduciéndose el área y número de polígonos disyuntos (**Mapa 1.3**).

Es común que los estudios basados en análisis espaciales para la obtención de modelos de elección, ubicación y definición de áreas óptimas se apoyen, para asignar los pesos a los criterios, en el método de AHP (Hizbaron et al., 2012; Khoi y Murayama, 2010; Matsuura et al., 2014; Mobaraki et al., 2014), el cual presenta un par de desventajas como son la subjetividad inherente de asignar la prioridad entre criterios, así como complejidad para el cálculo de los pesos de los criterios (Bunruamkaew y Murayam, 2011); no obstante la subjetividad de asignar las prioridades es resuelta cuando se conocen los aspectos sobresalientes del problema, lo que facilita la asignación de los valores de ponderación tanto para el ME como para AHP (Saaty, 2008). Respecto a las diferencias en los límites y ubicación de las áreas óptimas de los modelos obtenidos, estas dependieron directamente del valor de ponderación y de la resolución espacial de las variables de entrada utilizadas y que provocaron las discrepancias en los modelos obtenidos.

Independientemente del método utilizado para delimitar un área en particular es importante considerar dos problemas que dificultan el definir un límite, el primero consiste en que los fenómenos que ocurren en el espacio geográfico se presentan de manera discontinua y el segundo a que son producto de los cambios en los aspectos socio-físico-culturales lo que contribuye a que los límites varíen en el tiempo (Concha, 2009).

Una cuestión que sobresale durante el proceso de delimitación, es el hecho de que las combinaciones espaciales de una región presentan dificultades relacionadas con la conjugación de los criterios naturales, físicos y culturales, de modo que resulta fundamental establecer el factor o factores que imponen personalidad al territorio objeto de estudio (González González, 1995).

El ME y el AHP parten de un conocimiento previo para la selección e identificación de criterios que distinguen a la región y que permitió diferenciar el Valle del Mezquital a partir de una serie de criterios que representan características inherentes y distinguibles. Reducir el medio físico de una región a lo indispensable permite una mejor delimitación y acotamiento de sus particularidades, así mismo facilita el entendimiento del uso por parte de los habitantes de este medio natural, quienes dada la gama de recursos del medio físico seleccionan aquellos que están más relacionados con sus aptitudes culturales; por lo que la identidad de una región depende del albedrío por parte de sus habitantes para elegir una u otra posibilidad, según sus características derivadas de una larga evolución histórica (Estébanez-Álvarez, 1982; González González, 1995). En este sentido, la vocación agrícola, la obtención de diversos productos de la vegetación predominantemente de tipo xerófila y más recientemente la explotación de recursos litológicos y el desarrollo de centros turísticos son actividades ineludibles de la región del Valle del Mezquital.

La identidad de los pueblos motiva las actividades locales y promueve la distinción de un territorio (Barbini, 2005), sin embargo, las condiciones de pobreza y falta de oportunidades, propician la pérdida del sentido de identidad y el desconocimiento de la extensión de una región, lo que vuelve difusos los límites dado el quebranto de la "identidad socioterritorial" (Giddens, 1997). En este sentido, la pérdida de identidad en el Valle del Mezquital está relacionada con la desigualdad social, promovida por la introducción y expansión de un sistema de riego extensivo que disparó un proceso polarización social, económico y político entre campesinos y ejidatarios sin acceso al riego y productores con acceso al riego, lo que propició confrontaciones por los recursos (Arzate Salgado, 2011).

Por lo tanto, los estudios de delimitación y regionalización permiten implementar de manera oportuna programas y planes de desarrollo, así como aportar bases metodológicas para identificar áreas para el establecimiento de actividades productivas y de conservación. En sí, los resultados obtenidos al realizar una delimitación se pueden utilizar para identificar áreas prioritarias para la agricultura y la gestión del uso de la tierra (Khoi & Murayama, 2010), garantizar prácticas de manejo sostenible (Matsuura et al., 2014) e impulsar el desarrollo de actividades productivas (Mobaraki et al., 2014).

Además, la delimitación contribuye en el análisis de criterios para la incorporación de términos como la indicación geográfica y la denominación de origen (Errázuriz Tortorelli, 2010), los cuales más que un nombre o un símbolo, reflejan una reputación vinculada a una zona geográfica (sin importar si es grande o pequeña), brindándole un componente emocional; dichos términos definen bienes colectivos, intangible, que de no protegerse, podrían ser utilizados sin restricciones, disminuiría su valor y finalmente acabarían perdiéndose .

Para cada caso de estudio, las variables empleadas en la obtención de modelos de delimitación no siempre serán las mismas, depende de la naturaleza del problema; por ejemplo, en un estudio en donde resulte importante conocer la idoneidad del suelo para cultivo las variables fundamentales serán las referentes al suelo (Yan-Sui et al., 2006), en uno para definir áreas potenciales de cultivo serán aquellas relacionadas con el terreno, el suelo y los cuerpos de agua (Khoi y Murayama, 2010).

Por consiguiente, los componentes empleados en este estudio y su jerarquización aplican para la delimitación de la región del Valle del Mezquital; empero los mismos principios pueden ser utilizados en otros lugares, sin dejar a un lado el componente histórico-cultural, ya que es fundamental en el reconocimiento de los atributos intrínsecos del espacio por parte de personas que ahí realizan sus actividades.

1.5 Conclusiones

La región del Valle del Mezquital es dinámica y su contenido cambia de acuerdo con el enfoque considerado, más los elementos utilizados para su definición están en función de la finalidad pretendida, por lo que la importancia de establecer un consenso y distinguir las peculiaridades de una región permiten entender su dinámica interna.

Establecer los límites de una región o territorio desde un punto de vista estrictamente geográfico ofrece una visión más objetiva y precisa de los fenómenos y relaciones existentes al momento de trabajar en aspectos referentes al manejo de recursos, el ordenamiento territorial así como aspectos relacionados con la indicación geográfica y la denominación de origen, entre otros, ya que permite reconocer las localidades que se encuentran en una región o territorio que esencialmente cumplen con determinados factores naturales y humanos.

Por lo tanto, la delimitación y conocimiento de las características distintivas del Valle del Mezquital permitió la definición tipológica y espacial de unidades ambientales a escala de región, establece las bases para fundamentar el entendimiento de los procesos naturales y humanos que ahí se presentan y brindará el punto de partida para dar valor propio a los diversos productos exclusivos de la región.

Capítulo 2 La vegetación del Valle del Mezquital y su relación con el aspecto y la pendiente

Resumen

Los mapas de vegetación son información base para diversos estudios de corte ecológico, florístico y de ordenamiento territorial. La zona semiárida del Valle del Mezquital carece de un mapeo de la vegetación reciente a una escala inferior a 1:250000, por lo que a partir del análisis de dos imágenes de satélite Landsat 8 *OLI* corregidas atmosférica y radiométricamente se realizó la clasificación supervisada con base en el método de máxima verosimilitud la cual se validó con base en 70 sitios de verificación por clase. Posteriormente, se realizó una evaluación del efecto de la exposición topográfica, la pendiente y el factor de longitud de la pendiente sobre la riqueza y densidad de plantas vasculares. Los mapas obtenidos indican que la vegetación está restringida a las laderas de los cerros y serranías, en el que se distinguen dos asociaciones de matorrales, los conformados por un mayor número de especies leñosas y otros en los que la riqueza de cactáceas es predominante, los primeros están ubicados sobre roca ígnea mientras que los segundos sobre roca caliza. La densidad en los matorrales es de 9,804 individuos/hectárea, la riqueza (S) promedio de 12.6 ± 0.96 especies/100m² y la diversidad de Shannon máxima puede alcanzar valores de $H' = 4$. La S y la N promedio presentaron una direccionalidad significativa, de manera que las laderas norte albergan un mayor número de especies mientras que las laderas oeste tienen una mayor densidad. Los resultados obtenidos contribuyen al entendimiento de la distribución de los matorrales xerófilos y aportan elementos para la zonificación y delimitación de áreas de conservación en la región.

2.1 Introducción

La cartografía vegetal, referida como mapeo geobotánico, ha estado acompañado de investigaciones florísticas, fitogeográficas y ecológicas, las cuales han permitido representar en los mapas temas bastante diversos que van desde especies, poblaciones, asociaciones vegetales hasta regiones (Pedrotti, 2013) y cuya finalidad en la mayoría de los trabajos es la comunicación visual de la distribución de las plantas y de la vegetación así como del registro de información ordenada y localizada geográficamente (Clopés, 1996).

Los mapas de vegetación incluyen toda expresión cartográfica simplificada de la posición, forma, extensión y contenido de las plantas en un territorio (Barrera, 2017), su representación puede realizarse mediante puntos, polígonos y retículas (Clopés, 1996), son la base de cartografía temática como: los mapas de riesgo de incendios forestales (Manzo-Delgado y López-García, 2020), de idoneidad de hábitat para fauna (Jeness et al., 2013), de suelos (Lozada et al., 2014), de erosión (Montes-León et al., 2011), de valoración paisajística y de recursos naturales (Palacio Buendía, 2017). Por lo tanto, el mapeo de la vegetación representa una fuente de información importante para el manejo de recursos y el ordenamiento territorial.

Las técnicas empleadas para cartografiar la vegetación han presentado un desarrollo muy importante a partir del avance de la percepción remota (Manzo Delgado, 2009; Chuvieco et al., 2011; Jones y Vaughan, 2011) y de los sistemas de información geográfica, por lo que es ahora posible la incorporación de mapas de vegetación en estudios ecológicos, ambientales y de conservación (Barrera, 2017; Giraldo, 2013; Nagata Shimabuku, 1996), los cuales resultan especialmente informativos al delinear y describir la distribución de las comunidades vegetales (Brown et al., 2007).

La creciente disponibilidad de imágenes satelitales de características espectrales, espaciales y temporales contrastantes (Xie et al., 2008) han permitido cartografiar series de tiempo a partir del uso de imágenes satelitales multitemporales, así como la obtención de mapas de distribución de especies mediante la creación de modelos predictivos (Vanselow y Samimi, 2014; Zharnikova et al., 2016). En el caso de las imágenes Landsat, éstas se distinguen por presentar características temporales y espaciales apropiadas para la caracterización de procesos dinámicos, perturbaciones y tendencias a largo plazo, por lo que facilitan el entendimiento de fenómenos como el cambio climático, la deforestación, el uso de suelo, el cambio en la línea de costa, así como para la estimación de parámetros ambientales, la exploración minera, entre otros (Camacho-Sanabria et al., 2015; Chuvieco et al., 2011; Kennedy et al., 2014; Manzo-Delgado y López-García, 2020)(Emilio Chuvieco et al., 2011; Kennedy et al., 2014).

Los primeros trabajos referentes a la vegetación de la zona semiárida conocida como el Valle del Mezquital se remontan a la tercera década del siglo veinte y tratan de las características florísticas y geobotánicas (Bravo-Hollis, 1936, 1937); los trabajos posteriores trataron aspectos florísticos, etnobotánicos y antropológicos (Calvillo Ortega, 1981; Espino Ortega y de la Cruz López, 2009; García-Sánchez, 2005; García Castañeda y López Pérez, 2004; Granados-Sánchez et al., 2004; Melville, 1990; Pérez Ruiz, 2005; Ruíz-Barrera, 2012).

A pesar de la importancia del mapeo de la vegetación como fuente de información base para estudios y trabajos de corte ecológico, ambiental y social, se sabe poco acerca de las zonas áridas de México. En el caso particular de la región del Valle del Mezquital, la cual se distingue por presentar un clima seco, manejo intensivo y condiciones de perturbación ocasionadas por actividades agrícolas, explotación de canteras, crecimiento urbano y actividades turísticas, no existe cartografía actualizada y a una escala por debajo de 1:250000 en la que se muestre y describa la distribución espacial de su vegetación.

Si bien, existe una amplia variedad de estudios para el Valle del Mezquital, únicamente se cuenta con dos trabajos específicos para la zona en los que se representa su vegetación a, el primero, corresponde a un mapa de tipos de vegetación obtenido por métodos manuales acordes para su época (González Quintero, 1968); y el segundo utilizó fotografías aéreas y mapas topográficos escala 1:50,000 (Velasco Santiago y Ojeda Rivera, 1989).

De acuerdo con la información cartográfica más reciente para el Valle del Mezquital, referente al mapa de uso de suelo y vegetación serie VI (INEGI, 2016) se presentan clases de vegetación que no corresponden con lo existente en sitio, por ejemplo la formación montañosa de la parte central de la región, se sobreestima la distribución del bosque de encino, mientras que para la serranía al este del área urbana de Actopan en la que se establece matorral xerófilo se menciona como bosque de encino. La configuración del mosaico de vegetación del Valle del Mezquital se distingue por presentar, para partes de menor pendiente, una extensa área agrícola carente de vegetación natural por lo que ésta queda relegada a las formaciones montañosas y a la barranca del río Tula.

La estrecha relación entre la topografía y los patrones de distribución y abundancia de las plantas en zonas áridas ha sido evidenciada para la altitud, la pendiente, la exposición topográfica, la profundidad del suelo y el índice de humedad topográfica los cuales controlan la distribución de la luz solar, el calor, el agua y los nutrientes del suelo (Díaz de León-Guerrero et al., 2021; Jiang et al., 2017; Nunes et al., 2019; Zeng et al., 2014), ellos a su vez propician la formación de mosaicos ambientales con diferentes condiciones microclimáticas (Bochet, García-Fayos y Poesen, 2009; Bochet, García-Fayos y Tormo, 2009; Coblentz y Riitters, 2004; Parker, 1982; Santibáñez-Andrade et al., 2009).

El presente capítulo se enfoca en la generación de información base que permita entender el estado actual de la vegetación y su relación con ciertos factores como la exposición y la pendiente,), a fin de establecer un marco de referencia que pueda contribuir con bases para la protección de la flora, la zonificación de áreas de importancia para su conservación, la gestión de los recursos vegetales y la planificación urbana en la región del Valle del Mezquital.

El estudio se basa en la elaboración de un mapa de la vegetación natural a partir de técnicas de clasificación y vectorización de imágenes satelitales Landsat 8 *OLI*, así como en la realización de 86 muestreos en parcelas de 100 m² a partir de los cuales se estimó la riqueza y abundancia de plantas vasculares.

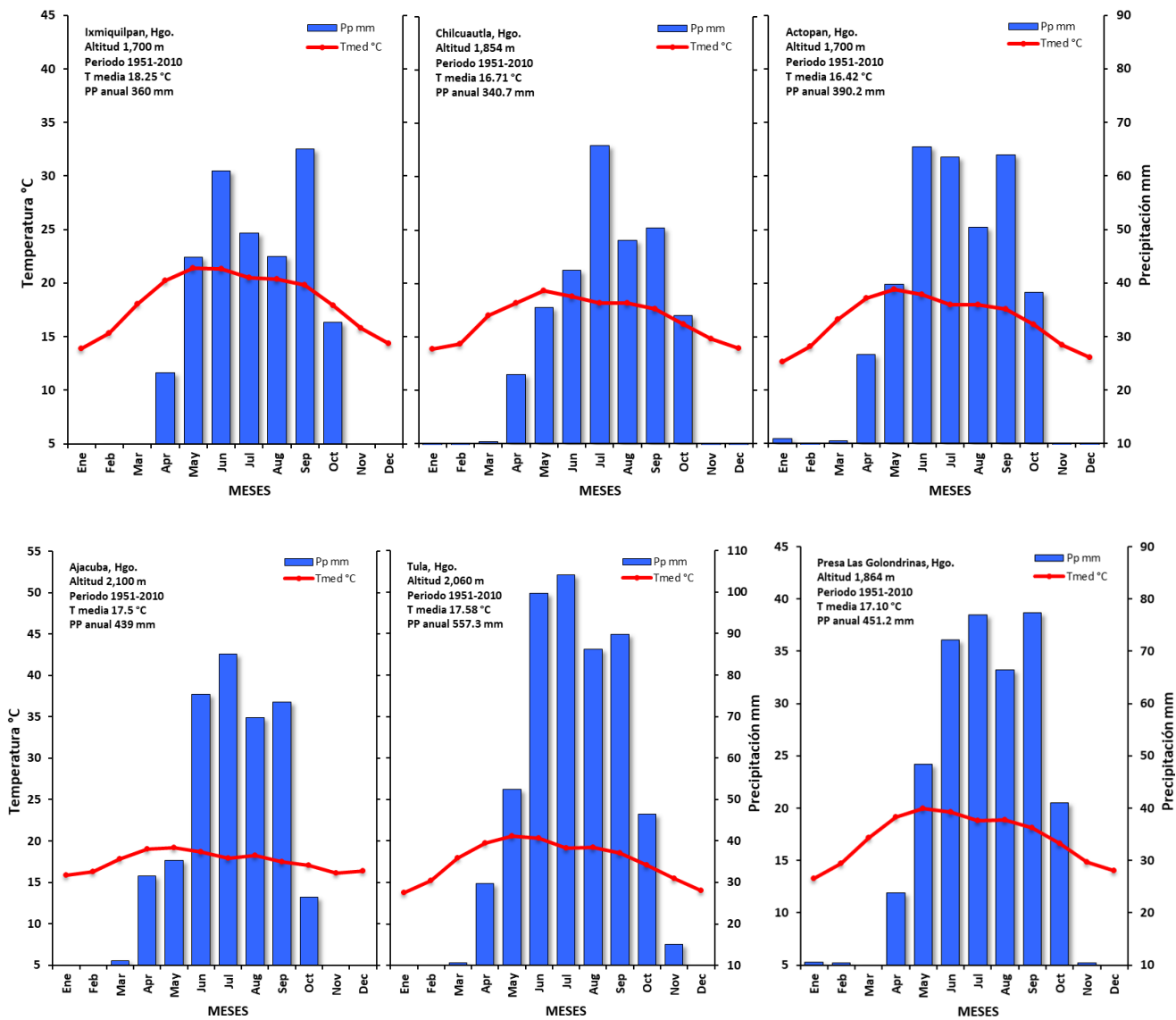
2.2 Material y métodos

Área en estudio. La obtención de la carta de vegetación se realizó para el Valle del Mezquital, Hidalgo, México; cuyas coordenadas extremas son E₁ 515,444 m – N₁ 2,277,417 m y E₂ 452,192 m – N₂ 2,199,702 m; la región cubre una superficie de 2 822.5 km²; presenta suelos de tipo Feozem y Vertisol bajo riego, una matriz litológica de tipo volcanoclástica con afloramientos de roca caliza, condiciones de aridez que favorecen el establecimiento de especies de diversas suculentas. La vegetación reportada corresponde principalmente a matorrales de *Sophora*, *Fouquieria*, *Karwinskia*, *Flourenxia*; en las partes más altas de la serranías y cerros se establecen comunidades de bosque de encino, encinar arbustivo, bosque de encino pino y bosque de *Juniperus* (Bravo, 1937; González Quintero, 1968; Velasco Santiago y Ojeda Rivera, 1989). El clima se distingue por ser de tipo BS, con marcha de la temperatura tipo Ganges, lluvias de verano con o sin sequía intraestival (**Tabla 2.1 e Ilustración 2.1**).

Tabla 2.1. Descripción del clima imperante en el Valle del Mezquital (García, 2004).

Estación	CLAVE	Formula climática	Descripción
IXMIQUILPAN	13013	BS ₀ h (e) g w''	Clima seco, el más seco de los BS, semicálido, con verano fresco, temperatura media anual entre 18°C y 22°C y la del mes más frío inferior a 18°C, extenso, oscilación entre 7° y 14°C, marcha tipo Ganges y sequía intraestival.
ACTOPAN	13060	BS ₁ k (i') g w''	Clima seco, el menos seco de los BS, templado con verano cálido, temperatura media anual entre 12° y 18°C, la del mes más frío entre -3° y 18°C y la del mes más caliente superior a 18°C, con poca oscilación entre 5° y 7°C, marcha tipo Ganges y sequía intraestival.
PRESA GOLONDRINAS	13081		
CHILCUAUTLA	13097	BS ₀ k (i') g w	Clima seco, el más seco de los BS, templado con verano cálido, temperatura media anual entre 12° y 18°C la del mes más frío entre -3° y 18°C y la del me más caliente superior a 18°C, con poca oscilación, marcha tipo Ganges, régimen de lluvias de verano.
TULA	13092	BS ₁ k (i') g w (w)	Clima seco, el menos seco de los BS, templado con verano cálido, temperatura media anual entre 12° y 18°C la del mes más frío entre -3° y 18°C y la del mes más caliente superior a 18°C, con poca oscilación térmica, marcha tipo Ganges, régimen de lluvias de verano, lluvia invernal menor al 5% de la anual.
AJACUBA	13111	BS ₁ k i g w	Clima seco, el menos seco de los BS, templado con verano cálido, temperatura media anual entre 12° y 18°C, la del mes más frío entre -3° y 18°C y la del mes más caliente superior a 18°C, isothermal, marcha tipo Ganges y lluvias de verano.

Ilustración 2.1. Climodiagramas del Valle del Mezquital (CONAGUA, 2019).



2.2.1 Estructura horizontal de la vegetación

Para la elaboración del mapa de vegetación se utilizaron dos imágenes satelitales Landsat 8 *Operational Land Imager* (OLI; el sensor OLI es el instrumento de teledetección presente en el satélite Landsat 8 lanzado el 11 de febrero de 2013 (USGS, 2017) ubicadas de acuerdo con el visualizador GloVis en el *path* 26 y *row* 46, con fechas del 1 de diciembre de 2014 y del 16 de junio de 2015 correspondientes al inicio de la temporada seca fría y cálida lluviosa respectivamente.

Las clases de análisis utilizadas en la clasificación de las imágenes se establecieron con base en las coberturas vegetales, el uso de suelo y los recorridos en campo. Las clases de análisis corresponden a Bosque (B), Matorral (M), Sin vegetación aparente (Sva), Cuerpo da agua (Ca) y Agricultura (A); la primera clase presentó como subclases Bosque de encino (Be) y Bosque de pino (Bp), la segunda clase incluyó las subclases Matorral crasicaule (Mc), Matorral de *Flouencia resinosa* (MF) y Matorral submontano (Ms). Debido a que la finalidad principal del presente capítulo es cartografiar la vegetación no se consideró necesario para el resto de las clases definir subclases.

Las clases y subclases mencionadas se definieron a partir de lo observado durante las salidas a campo y el criterio sintético para los matorrales considerado por Rzedowski (2006) de modo que se pudieran diferenciar unidades de vegetación homogéneas y características de la región. En el apartado **2.3.2 Riqueza de plantas vasculares del Valle del Mezquital** se trata a detalle y se describe este tema.

Pre-procesamiento de información. Con base en el complemento de clasificación semiautomática (SCP) disponible en QGIS 3.16.0-Hannover, se realizó el preprocesamiento y postprocesamiento de las imágenes satelitales ajustando y mejorando su calidad mediante la corrección radiométrica y corrección atmosférica (QGIS.org, 2021). Para cada imagen se generó un *stack* (pila de capas) de las primeras siete bandas y a partir de la combinación de las bandas 7 (infrarrojo de onda corta 2, SWIR 2), 5 (infrarrojo cercano, NIR) y 3 (verde visible) se definieron e interpretaron las categorías de análisis, y sobre esta se digitalizaron 10 áreas de entrenamiento la cuales incluyen un número de píxeles representativos de cada clase. La localización y distribución espacial de las áreas de entrenamiento se realizó a través de recorridos de campo en los que se obtuvieron registros de GPS de al menos 10 áreas homogéneas para cada una de las clases. Las áreas de entrenamiento (número total de píxeles) consideró al menos 10 veces el número de bandas utilizadas en la elaboración de las estadísticas o parámetros de clasificación (Jensen, 2005).

Clasificación y validación. Se utilizó el método de clasificación supervisada en la se eligen píxeles (áreas de entrenamiento) representativos para cada clase de la imagen de satélite. Las áreas de entrenamiento permiten la clasificación de la imagen para identificar las clases en el resto de la imagen. La clasificación utilizará el algoritmo de máxima verosimilitud disponible en la herramienta SCP (Semi- Automatic Classification Plugin) disponible en el programa (QGIS.org, 2021). La clasificación estableció los píxeles de cada categoría (áreas de entrenamiento) los cuales se representaron mediante histogramas referentes a las firmas espectrales de cada categoría. Posteriormente se aplicó el método de máxima verosimilitud con el que se generaron los mapas de vegetación para cada imagen (1 de diciembre de 2014 y 16 de junio de 2015).

La validación de los mapas de vegetación se realizó con base en la confiabilidad temática (Mas et al., 2012) el cual partió de un diseño de muestreo aleatorio para determinar los píxeles así como en la obtención de 70 sitios de verificación para cada una de las 8 clases; por lo tanto y dado que el valle del mezquital tiene una superficie de 282,251.41 hectáreas se obtuvo un total de 560 sitios de verificación para cada imagen (Congalton, 1988, 1991).

La selección de los sitios de validación se realizó mediante observación directa en campo y a partir de la interpretación de imágenes de satélite de alta resolución espacial (*Google Satellite*). Los 560 puntos seleccionados se representaron en formato vectorial (*shapefile*), a partir de los cuales y con ayuda de la herramienta *Point sampling tool* (QGIS.org, 2021) se definieron para cada categoría de la clasificación realizadas para las imágenes Landsat 8 OLI (2014 y 2015).

Una vez obtenidas las categorías asociadas para los 560 puntos de validación, se obtuvo una matriz de confusión (Jensen, 2005), en la que las columnas representan las clases de referencia (verdad terreno) y las filas las categorías del obtenidas a partir de la clasificación (verdad imagen). La diagonal principal de la matriz señala los puntos de verificación que de acuerdo con la clasificación de la imagen concuerdan con la clase de referencia. La matriz de confusión permitió estimar la exactitud de las clasificaciones de acuerdo a los siguientes criterios (Jensen, 2005; Teledet, 2015):

Exactitud total. Se obtiene al dividir el número sitios correctamente clasificados por clase (x_{ij} , referida como confiabilidad global) por el número total de píxeles de referencia (N) y expresándolo como porcentaje (**Ecuación 2.1**). Las clases pueden presentar exactitudes contrastantes que al considerarse en conjunto proporcionan una idea de la exactitud total. La estimación resultante es global y no indica el grado en que la exactitud se reparte entre las diferentes clases.

$$E_T = \frac{\sum_{i=1}^r x_{ij}}{N} \cdot 100$$

Ecuación 2.1. Exactitud total

Donde, r : número de filas de la matriz; x_{ij} : número de observaciones en la fila i y la columna j sobre la diagonal principal; N : número total de observaciones incluidas en la matriz.

Para cada año se obtuvieron los intervalos de confianza (**Ecuación 2.2**) y se sometió a prueba que la exactitud era mayor a un valor de referencia p_0 ($H_0: p \geq p_0$) (Congalton & Green, 2019) por medio del programa R 4.04 (R Core Team, 2021).

$$IC_{ET} = p \pm Z_{1-\alpha/2} \cdot \sqrt{\frac{p \cdot (1-p)}{n-1} + \frac{1}{2n}}$$

Ecuación 2.2. Intervalo de confianza de la Exactitud Total

Donde, α : error admitido; n : tamaño de la muestra; p : proporción de la población que presenta determinada característica; Z : valor de la función normal acumulada para un área bajo la curva igual a $1 - \alpha/2$.

Exactitud del usuario (error de comisión). Son los sitios que no pertenecen a cierta clase pero que son considerados como parte de ésta. Se calcula al dividir el número de sitios correctamente clasificados en cada categoría entre el número total de sitios clasificados en dicha clase (total de la fila). El valor obtenido representa el porcentaje de cada clase que ha sido correctamente clasificado.

Exactitud de productor (error de omisión). Cociente del número de sitios correctamente clasificados en cada categoría y el número de sitios de referencia utilizados (total de la columna). Este índice indica cuan bien los píxeles de referencia han sido clasificados, es decir aquellos sitios que son de una clase en particular pero que no aparecen en ella por estar erróneamente incluidos en otra.

Coefficiente Kappa. Útil para definir en conjunto la información de las distintas clases de la matriz de confusión (Jensen, 2005), resulta válido para un muestreo aleatorio simple (Congalton, 1988) y sus valores fluctúan entre 0 y 1. Por lo tanto, Kappa es una medida de la correspondencia entre los datos de la clasificación y de referencia, con relación a la exactitud de una clasificación generada al azar. Un índice de Kappa con valores entre 0.70 a 0.81 indica una exactitud aceptable (Abraira, 2000; Congalton y Green, 2019). Representa el cociente de la diferencia del total de observaciones correctamente clasificadas (confiabilidad global) y la confiabilidad producto del azar entre el cuadrado del total de observaciones menos la confiabilidad producto del azar (**Ecuación 2.3**).

$$K_{hat} = \frac{N \cdot \sum_{i=1}^r x_{ij} - \sum_{i=1}^r (x_{i+} \cdot x_{+j})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (x_{i+} \cdot x_{+j})}$$

Ecuación 2.3. Coeficiente Kappa

Donde, r : número de filas de la matriz; x_{ij} : número de observaciones en la fila i y la columna j sobre la diagonal principal; x_{i+} : total de observaciones en la fila i (total de la última fila); x_{+j} : total de observaciones en la columna j (total de la última columna); N : número total de observaciones incluidas en la matriz.

2.2.2 Riqueza de plantas vasculares del Valle del Mezquital

La descripción de la riqueza de plantas vasculares no incluyó, por su condición efímera, a las especies herbáceas, únicamente se consideraron las especies leñosas y suculentas presentes en las diferentes asociaciones vegetales de los matorrales xerófilos de la región y en las que se consideraron rosetófilas, cactáceas y crasuláceas. Los muestreos se realizaron durante los meses de junio de 2014 a febrero de 2015 mediante 86 parcelas cuadradas de 100 m². Los sitios de muestreo se eligieron de manera dirigida a partir de una serie de puntos seleccionados de acuerdo con las características de los polígonos de vegetación, identificados a partir de observaciones preliminares en campo (Berry, 2007; Matteucci y Colma, 1981).

En cada parcela de muestreo se determinó el número de especies (**S**), los individuos totales (**N**), la diversidad de Simpson (**1 - λ**), la diversidad de Shannon (**H'**) y la equidad de Pielou (**J**); asimismo se caracterizó la vegetación, y se anotó el patrón de uso predominante de las tierras del área en estudio (García-Hernández y Jurado, 2008); el material colectado se prensó y etiquetó para su posterior identificación taxonómica.

La densidad, la riqueza y la diversidad obtenida en los muestreos, tanto para las especies leñosas como suculentas se representó cartográficamente mediante una escala graduada, de manera que cada sitio de muestreo se representó acorde a una simbología de circunferencia o barra; de modo que para la riqueza el tamaño de la circunferencia es proporcional al número de especies, y la altura de la barra representa la abundancia registrada.

De los índices considerados, la diversidad de Simpson se basa en el hecho de que, en una comunidad biológica muy diversa, la probabilidad de que dos organismos tomados al azar sean de la misma especie, debe ser baja, cumpliéndose también en caso contrario, la probabilidad de que al tomar de una comunidad a dos individuos al azar (con reemplazo), éstos sean de la misma especie (Moreno, 2001). La expresión matemática del índice de Simpson es:

$$\lambda = \sum_{i=1}^n p_i^2$$

Ecuación 2.4. Índice de Simpson

Siendo $p_i = n_i / N$; donde n_i es el número de individuos de la especie i y N es la abundancia total de las especies. En otras palabras, p_i es la abundancia proporcional de la especie i . A medida que el índice se incrementa, la diversidad decrece. El índice expresa, una medida de la dominancia; por lo tanto, valores bajos de λ significan una diversidad alta y a su vez valores altos de λ representan una diversidad baja.

Por otro lado, el índice de Shannon y Weaver expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección (Moreno, 2001). Se define como:

$$H' = - \sum_{i=1}^n p_i \cdot \log_2 \cdot p_i \quad \text{Ecuación 2.5. Índice de Shannon y Weaver}$$

Dónde, p_i es la proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos (es decir la abundancia relativa de la especie i). La diversidad máxima ($H_{max} = \log_2 S$) se alcanza cuando todas las especies están igualmente presentes.

La diversidad verdadera (D), calculada a partir del antilogaritmo de H' ($D = 2^{H'}$), cuantifica el número de especies, igualmente abundantes, suficiente para producir el mismo grado de incertidumbre, es decir el mismo valor de H' (Pla, 2006). La relación se representó mediante una gráfica de dispersión de H' en función de la riqueza observada S en los 86 muestreos para leñosas y suculentas, el diámetro del punto de dispersión equivale a la diferencia de $D - S$.

Índices de Equidad. Si todas las especies en una muestra presentan la misma abundancia el índice usado para medir la equidad debería ser máximo y, por lo tanto, debería decrecer tendiendo a cero a medida que las abundancias relativas se hagan menos equitativas (Moreno, 2001). El índice de Pielou (J'): Mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada.

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}} \quad \text{Ecuación 2.6. Índices de Equidad}$$

Dónde, H' es el valor del índice de diversidad Shannon, H_{max} representa el valor máximo de H' y se calcula como:

$$H'_{max} = \sum_{i=1}^S \frac{1}{S} \cdot \ln \frac{1}{S} = \ln S \quad \text{Ecuación 2.7. Diversidad máxima}$$

J' fluctúa entre 0 y 1, de forma que 1 indica situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes.

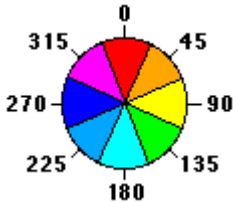

2.2.3 Factores topográficos

Los factores topográficos evaluados correspondieron a la exposición (asp), la pendiente (slp) y el factor de longitud de la pendiente (LSF) derivados a partir de modelo digital de elevación con 30 m de tamaño de celda (INEGI, 2013b) y extraídos para cada sitio de muestreo por medio de la herramienta *sampling tools* presente en QGIS (QGIS.org, 2021).

Exposición (asp). Constituye un factor determinante en las propiedades que el suelo desarrolla. Las diferencias en la exposición de las laderas determinan variaciones en las propiedades de los suelos y en consecuencia en el microclima y la vegetación (Birkeland, 1999). Se ha demostrado para latitudes medias que existen diferencias significativas en la composición de especies, estructura vegetativa y patrón de biodiversidad entre las laderas orientadas al norte y al sur (Yang et al., 2020).

El modelo de exposición identifica la dirección de la pendiente descendente de la tasa de cambio máxima en un valor desde cada celda hacia sus vecinas. La orientación puede pensarse como la dirección de la pendiente. Los valores del *raster* de salida serán la dirección de brújula de la orientación con valores de 0 a 360°. Se ha reportado que el aspecto está relacionado con la densidad de las plantas (**Tabla 2.2**).

Tabla 2.2. Clases y esquematización de la exposición topográfica.

Exposición	Grados (°)		
Norte	$0 \leq \theta \leq 22.5$	 <p>Representación de la exposición en una circunferencia</p>	 <p>Representación de la exposición en un modelo raster</p>
Noreste	$22.5 \leq \theta \leq 67.5$		
Este	$67.5 \leq \theta \leq 112.5$		
Sureste	$112.5 \leq \theta \leq 157.5$		
Sur	$157.5 \leq \theta \leq 202.5$		
Suroeste	$202.5 \leq \theta \leq 247.5$		
Oeste	$247.5 \leq \theta \leq 292.5$		
Noroeste	$292.5 \leq \theta \leq 337.5$		
Norte	$337.5 \leq \theta \leq 360$		

Fuente: <https://desktop.arcgis.com/es/arcmap/10.3/tools/spatial-analyst-toolbox/how-aspect-works.htm>

Para evaluar si los datos de riqueza y diversidad provienen de una distribución uniforme o una que se concentra en una o más direcciones preferidas se utilizó la prueba de Hermans y Rasson (Landler et al., 2019). La hipótesis nula plantea que la distribución circular es uniforme, es decir, que no hay una dirección angular preferida. El cálculo se realizó con ayuda del paquete CircMLE (Fitak y Johnsen, 2017; Landler et al., 2019) de R (R Core Team, 2021) con 9999 iteraciones y los grados decimales transformados a radianes.

Pendiente (slp). El efecto de la inclinación está directamente relacionado con la vegetación en zonas áridas debido a que influye sobre el reparto del agua de lluvia (Salas Pascual et al., 2017). La pendiente está determinada por el ángulo de la pendiente y la resistencia de los materiales. La vegetación ayuda a estabilizar las laderas debido a las raíces que modifican el régimen hídrico del suelo saturado.

Una pendiente más pronunciada mejora el flujo superficial del agua, lo que da como resultado una mayor potencia y cantidad de agua para transportar sobre el suelo. Sobre superficies planas, la radiación incide con mayor intensidad al mediodía mientras que en terrenos con pendiente la mayor intensidad en la radiación se produce cuando el sol se encuentra sobre el horizonte, de tal modo que cuando la intensidad de la radiación es más intensa, la temperatura del aire es mayor y la humedad del aire es menor (González Medrano, 2012; Karami et al., 2015; López-Galindo et al., 2003; Sánchez-Soto et al., 2016; Xue et al., 2018). La vegetación se desarrolla en forma proporcionalmente inversa al aumento de la pendiente (**Tabla 2.3**) por lo que a 45° se estima improbable el crecimiento de vegetación en forma natural (Hernández Herrera, 2011).

Factor de Longitud de la Pendiente (LSF). Según Wischmeier y Smith (1978) la longitud y la inclinación de la pendiente afectan la intensidad de la erosión hídrica. Estos dos efectos se han estudiado por separado y se muestran en la ecuación de pérdida de suelo por L y S, respectivamente. Sin embargo, para la aplicación práctica, es más conveniente considerarlos juntos como un factor topográfico. El LSF influye sobre las pérdidas de suelo por efecto de la escorrentía, mientras mayor sea, también lo será la pérdida de suelo, ya que el agua de escorrentía adquiere mayor velocidad y el tiempo de contacto del agua con el suelo es menor reduciéndose así la posibilidad de que el agua se infiltre (Geler Roffe et al., 2015) (**Tabla 2.4**).

Tabla 2.3 Clases de pendiente.

Pendiente	Clase	Grados (°)
Suavemente inclinado	A	0 – 4.29
Moderadamente inclinado	B	4.30 – 9.93
Inclinado	C	9.94 – 16.70
Escarpado	D	16.71 – 26.57
Muy escarpado	E	26.58 – 38.66
Extremadamente escarpado	F	38.66 <

Tabla 2.4. Clases del Factor de Longitud de la Pendiente (LSF).

LSF	Clase	Valor (adimensional)
Bajo	A	0 – 2
Medio	B	2 – 4
Alto	C	4 – 6
Muy alto	D	6 <

Para establecer si existe un efecto de los factores topográficos (asp, slp y LSF) sobre la riqueza (S, SL y SS) y abundancia (N, NL, NS) de especies de plantas vasculares se realizó un Análisis de Varianza de una vía (ANOVA-unifactorial). Para cada caso se evaluaron los supuestos de normalidad y homocedasticidad (**Anexo A**); de no cumplirse se utilizó la prueba de Kruskal – Wallis. Los análisis se realizaron con ayuda del programa estadístico R (R Core Team, 2021).

2.3 Resultados

2.3.1 Clasificación de imágenes satelitales: estructura horizontal

A partir del análisis de las imágenes se obtuvo el mapa de vegetación para dos temporadas contrastantes, la primera correspondiente a la temporada seca y fría (**Mapa 2.1**) y el otro para la temporada cálida y húmeda (**Mapa 2.2**). En ambos casos los matorrales resultaron el tipo de vegetación preponderante. En ambos mapas se diferenciaron ocho clases entre las que destacan por su extensión el matorral crasicaule (Mc) y el matorral de *Flourenia* (MF) y el Bosque de encino (Be), el cual se establece sobre laderas con exposición norte y por encima de los 2400 m de altitud.

Para las dos temporadas el patrón espacial de la vegetación muestra una distribución restringida a las laderas de cerros y serranías que circundan el Valle del Mezquital; de modo que, las serranías del oeste, sur y este, así como a la barranca del río Tula, se caracterizan por presentar Mc; mientras que la formación central y las serranías al norte y noreste se caracterizan por la presencia de MF. La zona de valle ha sido utilizada para el establecimiento de una gran zona de cultivo que se extiende desde el Apaxco al sur, hasta Ixmiquilpan al norte y en la que otrora se establecía el tipo de vegetación que determinó el nombre de la región, el mezquital representado por *Prosopis laevigata*.

La zona urbana es preponderante en el sur del Valle del Mezquital junto con áreas sin vegetación correspondientes a bancos de material para obtención de cal y cemento, actividad se presenta en la parte sur de la formación orográfica central y que en los últimos años ha tenido un gran desarrollo en la región (**Mapa 2.1 y Mapa 2.2**).

Se observó que el Mc se establece sobre sitios en los que predominan las rocas de tipo volcánico mientras que el MF y el Ms se establecen sobre roca sedimentaria; el Be no está asociado a un tipo de roca en particular y su distribución responde a la altitud, que determina una condición más templada y húmeda con respecto al resto del área.

En la clasificación de la imagen del 2014 se observaron áreas homogéneas de matorral crasicaule en las que presentaron pixeles de otras de clases como bosque de encino, cultivos y de matorral de *Flourenca*; del mismo modo para la imagen del 2015 se identificaron dentro del matorral crasicaule una mayor frecuencia de zonas definida como cultivos en torno a áreas de bosque de encino (efecto sal y pimienta).

Validación. A partir de los estimadores de exactitud, se estableció para las imágenes una exactitud global de 82.14 % y 74.82 % para la clasificación de 2014 y 2015 respectivamente. Así mismo, existe un 95% de confianza de que en el intervalo calculado se encuentre el verdadero valor de la exactitud global para el área en estudio (**Tabla 2.5**).

Tabla 2.5 Intervalo de confianza (IC) para la exactitud global.

Clasificación	Exactitud global	IC al 95%		p ₀ > 0.8; α = 0.05	p ₀ > 0.75; α = 0.05
		LI	LS		
2014	0.8214	0.7866	0.8516	0.8878	-
2015	0.7482	0.7097	0.7832	-	0.4805

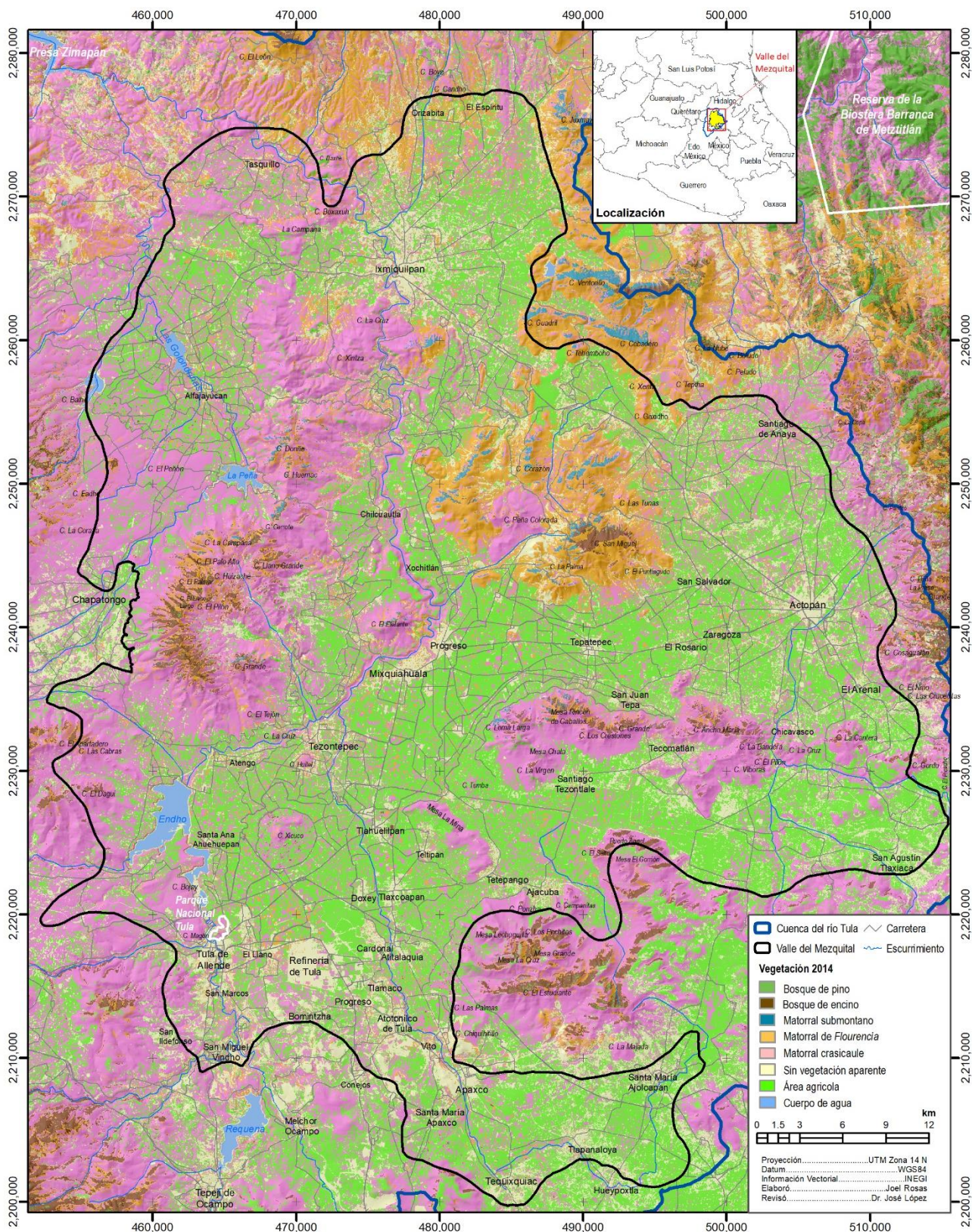
Respecto a los índices por clases para los elementos fuera de la diagonal principal de la matriz de confusión (**Tabla 2.6**) referentes a los errores de omisión y de comisión se presentó entre años un contraste en los porcentajes, de modo que para la clase Bp se tuvo un 100% de exactitud para el 2014 lo que indica una clasificación perfecta en el mapa, es decir todas las unidades de mapa a las que se les asignó dicha clase, tenía su correspondiente clase en el campo; no obstante para el año 2015 su porcentaje disminuyó, por lo que solo el 57% de sitios estuvieron correctamente asignados.

Tabla 2.6 Matriz de confusión por temporada (dic 2014 y jun 2015).

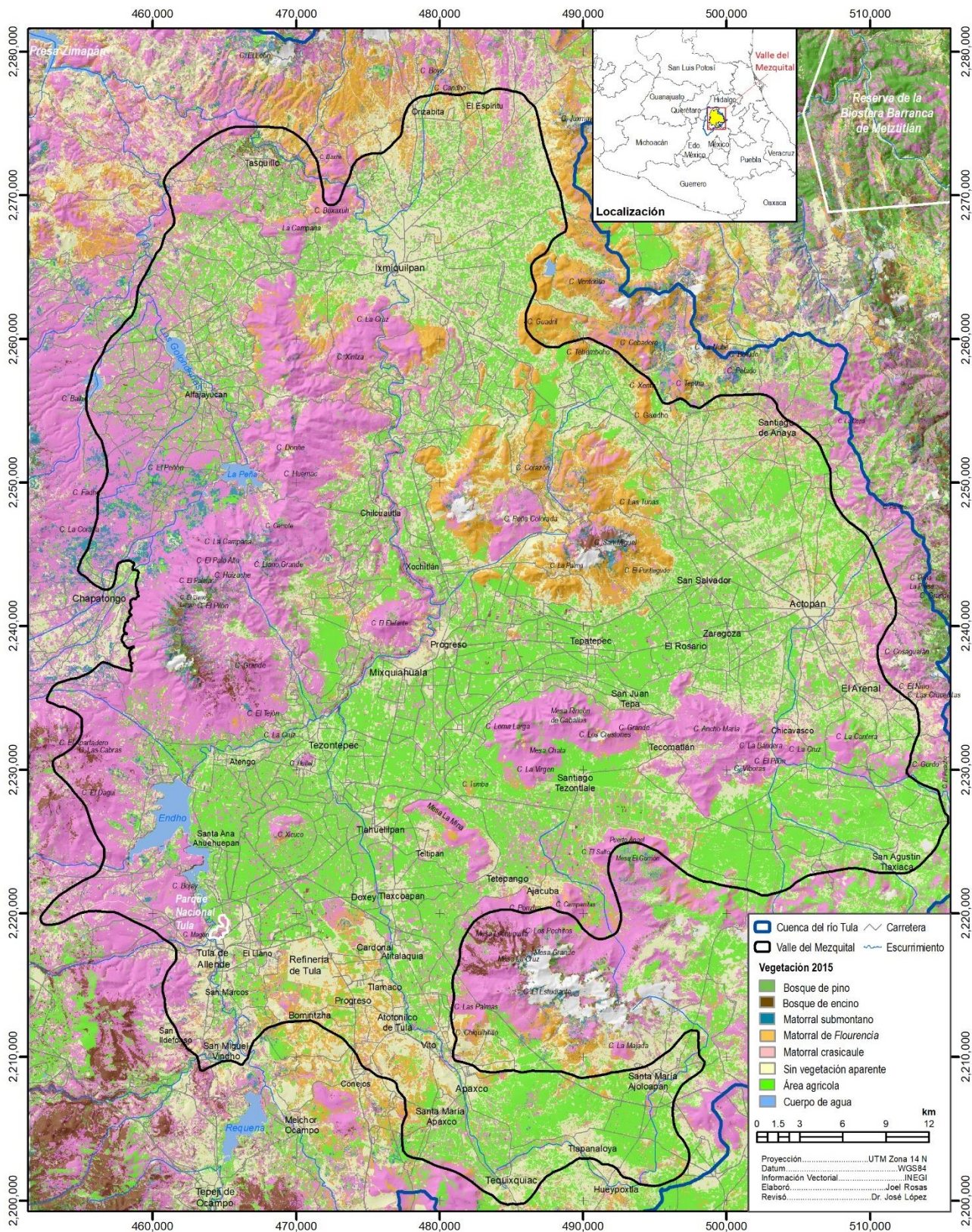
Clasificación (verdad en la imagen)		Clases de referencia (verdad en el terreno)																		
		Clase	Ca		Bp		Be		Mc		MF		Ms		SVa		A		Total	
			dic	jun	dic	jun	dic	jun	dic	jun	dic	jun	dic	jun	dic	jun	dic	jun	dic	jun
mes	dic	jun	dic	jun	dic	jun	dic	jun	dic	jun	dic	jun	dic	jun	dic	jun	dic	jun	dic	jun
Clase	dic	jun	dic	jun	dic	jun	dic	jun	dic	jun	dic	jun	dic	jun	dic	jun	dic	jun	dic	jun
Ca	69	69																	69	69
Bp			70	40	4	10													74	50
Be				8	58	44	4	1			4								66	53
Mc				19		12	59	56	14	3	9	29	4	1	7	7			93	127
MF				1	5		6	8	54	65	16	17	5	1	4				90	92
Ms				1	1	2	1	1			39	21							41	25
SVa	1	1		1	2	2		1	1	2	2	3	57	65	5	4			68	79
A								3	1				4	3	54	59			59	65
Total	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	560	560

Ca: Agua; Bp: Bosque de pino; Be: Bosque de encino; Mc: Matorral crasicaule; MF: Matorral de *Flourenca*; Ms: Matorral submontano; SVa: Sin vegetación aparente; A: Agricultura.

Mapa 2.1. Vegetación del Valle del Mezquital 1 de diciembre 2014.



Mapa 2.2. Vegetación del Valle del Mezquital 16 de junio 2015.



En general la tendencia descrita se presentó para el resto de las clases con excepción de la clase MF, la cual incrementó su exactitud de 77 % en el 2014 a 93 % para el 2015, de modo que el error de comisión decreció por lo que se considera que su clasificación mejoró para la temporada cálida húmeda (**Tabla 2.8**).

Tabla 2.7 Intervalos de confianza para la exactitud de productor (error de omisión).

Clase	dic		IC al 95%		jun		IC al 95%	
	Exactitud de productor	Error de omisión	LI	LS	Exactitud de productor	Error de omisión	LI	LS
Ca	0.99	0.01	0.91	0.99	0.99	0.01	0.91	0.99
Bp	1.00	0	0.94	1.00	0.57	0.43	0.45	0.69
Be	0.83	0.17	0.72	0.9	0.63	0.37	0.5	0.74
Mc	0.84	0.16	0.74	0.92	0.80	0.20	0.68	0.88
MF	0.77	0.23	0.65	0.86	0.93	0.07	0.83	0.97
Ms	0.56	0.44	0.44	0.67	0.30	0.70	0.20	0.42
SVa	0.81	0.19	0.7	0.9	0.93	0.07	0.83	0.97
A	0.77	0.23	0.65	0.86	0.84	0.16	0.73	0.92

Ca: Agua; Bp: Bosque de pino; Be: Bosque de encino; Mc: Matorral crasicaule; MF: Matorral de *Flourenia*; Ms: Matorral submontano; SVa: Sin vegetación aparente; A: Agricultura.

La exactitud de usuario, referida como sitios correctamente clasificados con respecto al número total de sitios que forman esa clase en el mapa, determinó que en la imagen del 2015 que la mayoría de los errores de comisión se incrementaran, lo que presentó un mayor número de sitios asignados a una categoría a la cual no pertenecían. De manera particular, el MF presentó un error de comisión menor para el 2015, mientras que el matorral submontano resultó la clase con el mayor error de comisión. El Mc en la imagen del 2015 mostró un incremento en su error de comisión (56 %) que representa una mayor proporción de sitios asignados a otra categoría (**Tabla 2.8**).

Tabla 2.8 Intervalos de confianza para la exactitud del usuario (error de comisión).

Clase	dic		IC al 95%		jun		IC al 95%	
	Exactitud de usuario	Error de comisión	LI	LS	Exactitud de usuario	Error de comisión	LI	LS
Ca	1.00	0	0.94	1.00	1.00	0	0.94	1.00
Bp	0.95	0.05	0.86	0.98	0.80	0.20	0.66	0.89
Be	0.88	0.12	0.77	0.94	0.83	0.17	0.69	0.91
Mc	0.63	0.37	0.53	0.73	0.44	0.56	0.35	0.53
MF	0.60	0.40	0.49	0.70	0.71	0.29	0.6	0.79
Ms	0.95	0.05	0.82	0.99	0.84	0.16	0.63	0.95
SVa	0.84	0.16	0.72	0.91	0.82	0.18	0.72	0.90
A	0.92	0.08	0.80	0.97	0.91	0.09	0.80	0.96

Ca: Agua; Bp: Bosque de pino; Be: Bosque de encino; Mc: Matorral crasicaule; MF: Matorral de *Flourenia*; Ms: Matorral submontano; SVa: Sin vegetación aparente; A: Agricultura.

El índice de Kappa para el 2014 fue de 79.59 % para la clasificación del 2014 mientras que para el 2015 fue de 71.22 %, por lo que las clasificaciones de los mapas generados se aproximan a las condiciones reales de forma moderada. Estos valores señalan cuánto mejoró la clasificación respecto a una asignación aleatoria de N elementos en ciertas clases. Por lo tanto, se la clasificación del 2014 tuvo una mejor asignación de información a las distintas categorías evaluadas en comparación con la obtenida para el 2015.

2.3.2 Riqueza de plantas vasculares del Valle del Mezquital

De los 86 muestreos de vegetación, 80 correspondieron a matorral xerófilo, tres a matorral xerófilo secundario y tres a encinar. Los matorrales de la zona pueden presentar un estrato alto de mezquites o yucas; un estrato medio en el que, por lo general, se encuentran huizaches, opuntias, leñosas de bajo porte; y un estrato bajo en el que destacan elementos herbáceos efímeros que varía en cuanto a su abundancia y composición de la época del año y cobertura del estrato superior. Se consideró conveniente reunir a todas las comunidades de porte arbustivo bajo el rubro colectivo de matorral xerófilo, ello debido a que presentan afinidades ecológicas y florísticas comunes entre sí (Rzedowski, 2006).

La riqueza máxima observada para el encinar fue de 13 especies y para el matorral xerófilo de 29. La densidad registrada en los matorrales xerófilos es de 1.01 individuos/m², con una media de 13 especies, una dominancia de Simpson (λ) de 0.22 y una diversidad de Shannon (H') 2.77; los sitios con matorral xerófilo secundario sirvieron de referencia ya que su estructura está relacionada con el manejo subyacente, ya que denotó una riqueza baja ($S = 4$) así como mayor dominancia ($\lambda = 0.44$) y diversidad moderada ($H' = 1.51$). Respecto al encinar, su distribución se restringe a laderas de exposición norte y altitudes superiores a los 2300 m por lo que no es una comunidad vegetal muy extendida ni característica del Valle del Mezquital, no obstante, presentó una riqueza promedio de 12 especies, una dominancia baja ($\lambda = 0.16$) y una diversidad alta ($H' = 2.99$). Tanto en los encinares como en los matorrales el coeficiente de variación de la riqueza de especies y la diversidad resultó menor en comparación con el matorral xerófilo secundario (**Tabla 2.9**).

Tabla 2.9. Riqueza y diversidad vegetal en el matorral xerófilo y encinar del Valle del Mezquital.

	Índice	Mín	Máx	Med	Des	ES	CV
Matorral xerófilo (n=80)	N	21	327	101.41	55.24	12.10	0.54
	S	5	29	12.60	4.36	0.96	0.35
	λ	0.07	0.48	0.22	0.09	0.02	0.43
	1- λ	0.52	0.93	0.78	0.09	0.02	0.12
	H'	1.57	4.12	2.77	0.58	0.13	0.21
	H_{max}	2.32	4.86	3.57	0.49	0.11	0.14
	J	0.48	0.95	0.77	0.10	0.02	0.13
	Índice	Mín	Máx	Med	Des	ES	CV
Matorral xerófilo 2io (n=3)	N	2	12	8	5.29	5.99	0.7
	S	2	6	4	2	2.26	0.5
	λ	0.24	0.58	0.44	0.18	0.20	0.4
	1- λ	0.42	0.76	0.56	0.18	0.20	0.3
	H'	1	2.32	1.51	0.71	0.80	0.5
	H_{max}	1	2.58	1.86	0.80	0.91	0.4
	J	0.60	1	0.83	0.21	0.23	0.2
	Índice	Mín	Máx	Med	Des	ES	CV
Encinar (n = 3)	N	45	81	59.33	19.09	21.60	0.32
	S	10	13	11.67	1.53	1.73	0.13
	λ	0.12	0.21	0.16	0.04	0.05	0.27
	1- λ	0.79	0.88	0.84	0.04	0.05	0.05
	H'	2.70	3.25	2.99	0.27	0.31	0.09
	H_{max}	3.32	3.70	3.54	0.19	0.22	0.05
	J	0.81	0.88	0.84	0.03	0.04	0.04

Mín: Valor mínimo; Máx: Valor máximo; Med: Mediana; Des: Desviación estándar ;ES: Error estándar al 95% y CV: Coeficiente de variación.

De acuerdo con su composición y fisonomía se distinguió que el matorral xerófilo presenta dos asociaciones dominantes: el matorral crasicaule (n = 59) y el matorral de *Flourenicia* (n = 16); el primero es el más extendido en el área en estudio, estableciéndose sobre roca ígnea con un promedio de 13 especies, una densidad media de 0.96 individuos/m² y una riqueza máxima de 29 especies; el segundo se encuentra localizado a la sección centro, este y noreste del Valle del Mezquital, registró 11 especies en promedio, una densidad de 1.32 individuos/m² y un número máximo de 20 especies. El número de especies leñosas y suculentas promedio para el matorral de *Flourenicia* fue 6 y 5 especies, mientras que para el matorral crasicaule de 8 y 4 respectivamente.

El grupo de plantas leñosas en el matorral xerófilo registró un promedio de 8 especies, una densidad media de 0.7 individuos/m² y una riqueza máxima de 20 especies; el grupo de las suculentas presentó un promedio de 5 especies, una densidad de 0.32 individuos/m² y una riqueza máxima de 10 especies. En los muestreos realizados en el encinar, el promedio de especies leñosas fue de 11 con riqueza máxima de 12 y una densidad de 0.55 individuos/m²; mientras que las suculentas resultó un grupo no representativo, lo cual se evidenció en la baja riqueza observada con tan solo dos especies (**Tabla 2.10**).

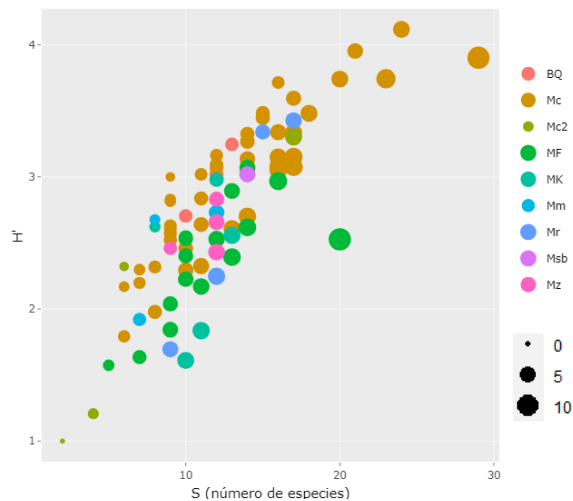
Tabla 2.10. Índices de riqueza y diversidad para plantas leñosas y suculentas en el Valle del Mezquital.

	Índice	Leñosas						Suculentas					
		Mín	Máx	Med	Des	ES	CV	Mín	Máx	Med	Des	ES	CV
Matorral xerófilo (n = 80)	N	8	145	69.83	32.16	7.05	0.46	2	290	31.59	44.48	9.75	1.41
	S	2	20	7.95	3.63	0.80	0.46	1	10	4.65	2.05	0.45	0.44
	λ	0.09	0.90	0.32	0.16	0.04	0.51	0.08	1.00	0.44	0.22	0.05	0.50
	1- λ	0.10	0.91	0.68	0.16	0.04	0.24	0	0.92	0.56	0.22	0.05	0.39
	H'	0.30	3.69	2.16	0.69	0.15	0.32	0	2.85	1.56	0.69	0.15	0.44
	H _{max}	1	4.32	2.84	0.66	0.15	0.23	0	3.322	2.05	0.76	0.17	0.37
	J	0.30	0.98	0.75	0.14	0.03	0.19	0	1.00	0.72	0.24	0.05	0.34
	Índice	Mín	Máx	Med	Des	ES	CV	Mín	Máx	Med	Des	ES	CV
Matorral xerófilo 2io (n = 3)	N	1	6	2.67	2.89	3.27	1.08	1	11	5.33	5.13	5.81	0.96
	S	1	3	1.67	1.15	1.31	0.69	1	3	2.333	1.15	1.31	0.49
	λ	0.50	1.00	0.83	0.29	0.33	0.35	0.38	1.00	0.69	0.31	0.35	0.45
	1- λ	0.00	0.50	0.17	0.29	0.33	1.73	0	0.63	0.31	0.31	0.35	1.00
	H'	0.00	1.25	0.42	0.72	0.82	1.73	0	1.50	0.79	0.75	0.85	0.95
	H _{max}	0	1.58	0.53	0.92	1.04	1.73	0	1.585	1.06	0.92	1.04	0.87
	J	0.00	0.79	0.26	0.46	0.52	1.73	0	0.95	0.50	0.48	0.54	0.95
	Índice	Mín	Máx	Med	Des	ES	CV	Mín	Máx	Med	Des	ES	CV
Encinar (n = 3)	N	38	81	54.67	23.07	26.11	0.42	0	7	4.67	4.04	4.57	0.87
	S	8	12	10.67	2.31	2.61	0.22	0	2	1	1	1.13	1
	λ	0.14	0.27	0.19	0.07	0.08	0.37	0	1.00	0.53	0.50	0.57	0.95
	1- λ	0.73	0.86	0.81	0.07	0.08	0.09	0	0.41	0.14	0.24	0.27	1.73
	H'	2.33	3.11	2.82	0.42	0.48	0.15	0	0.86	0.29	0.50	0.56	1.73
	H _{max}	3	3.58	3.39	0.34	0.38	0.1	0	1	0.33	0.58	0.65	1.73
	J	0.78	0.87	0.83	0.05	0.05	0.06	0	0.86	0.29	0.50	0.56	1.73

Mín: Valor mínimo; Máx: Valor máximo; Med: Mediana; Des: Desviación estándar ;ES: Error estándar al 95% y CV: Coeficiente de variación.

La relación entre la riqueza de especies (S) y la diversidad de Shannon presentó, como diámetro del punto, la diferencia del número de especies igualmente abundantes menos la riqueza ($2^H - S$), lo que permite reconocer que el Mc y el MF presentaron sitios con un menor número de especies igualmente abundantes, es decir presentan especies que canalizan la mayor parte de los recursos. En general se observó que para una S de entre 20 y 30 especies, H' alcanza valores máximos de alrededor de 4; en particular el Mc presentó una riqueza de 6 a 29 especies y el MF de 5 a 20 especies, que pueden alcanzar valores de H' de 4 y 2.5 respectivamente. Para el resto de las asociaciones no es evidente una tendencia, debido al menor número de sitios de muestreo obtenidos (**Ilustración 2.2**).

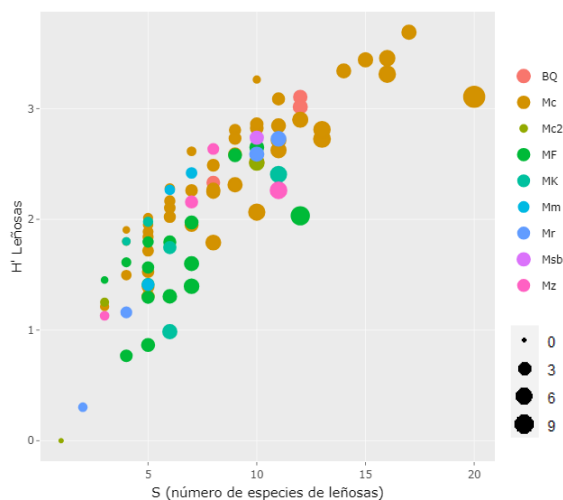
Ilustración 2.2. Relación global entre la riqueza de especies y la diversidad de Shannon.



BQ: Bosque de encino; Mc: Matorral crasicaule; Mc2: Matorral crasicaule secundario; MF: Matorral de *Flouencia*; MK: Matorral de *Karwinskia*; Mm: Matorral micrófilo; Mr: Matorral rosetófilo; Msb: Matorral submontano y Mz: Mezquital.

La tendencia para las leñosas y suculentas mostró un comportamiento en el que cómo máximo se podrían presentar valores de H' 4 y 3 y para 20 y 10 especies respectivamente para sitios 100 m². Por tipo de matorral, la riqueza y diversidad global, así como por grupo (leñosas y suculentas) es para el MC y el MF (**Ilustración 2.3 e Ilustración 2.4**).

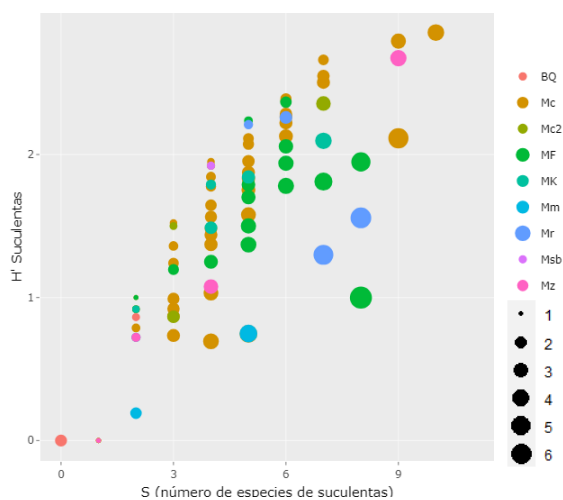
Ilustración 2.3. Relación entre la riqueza de especies y la diversidad de Shannon para leñosas.



BQ: Bosque de encino; Mc: Matorral crasicaule; Mc2: Matorral crasicaule secundario; MF: Matorral de *Flouencia*; MK: Matorral de *Karwinskia*; Mm: Matorral micrófilo; Mr: Matorral rosetófilo; Msb: Matorral submontano y Mz: Mezquital.

La diferencia entre la D y la S , representado por el tamaño de los diámetros del punto de dispersión de las gráficas, nos señala que en el caso de las leñosas las diferencias fluctúan entre 0 y 9 mientras que para las suculentas es de 1 a 6; lo que indica que la composición de suculentas es más homogénea, es decir el número de especies varía menos en comparación con el número de especies de leñosas (**Ilustración 2.3 e Ilustración 2.4**).

Ilustración 2.4. Relación entre la riqueza de especies y la diversidad de Shannon para suculentas.



BQ: Bosque de encino; Mc: Matorral crasicaule; Mc2: Matorral crasicaule secundario; MF: Matorral de *Flouencia*;
MK: Matorral de *Karwinskia*; Mm: Matorral micrófilo; Mr: Matorral rosetófilo; Msb: Matorral submontano y Mz: Mezquital

Los muestreos con mayor diversidad presentan una S similar a D (menor contraste en la altura de las barras, ver **Mapa 2.9**) y se ubican al oeste y este del poblado de Chicavasco, así como al sur de Ixmiquilpan y oeste de Tezontlale. Por su parte, los muestreos de menor S para toda la región se encuentran próximos al poblado de Melchor Ocampo (sur del Valle del Mezquital). Los muestreos al norte y este de Ixmiquilpan si bien tienen un valor de S mayor al de D presentan una menor diversidad ya que existe un menor número de especies igualmente abundantes, lo que se traduce en sitios con pocas especies que canalizan una mayor cantidad de recursos y por lo tanto presentan una mayor abundancia (**Mapa 2.9**).

Los matorrales del centro noreste de la zona en estudio se encuentran establecidos sobre roca caliza y están representado por *Agave striata*, *Hechtia glomerata*, *Opuntia microdasys*, *Fouquieria splendens*, *Echinocactus platyacanthus*, *Jatropha dioica*, *Opuntia stenopetala*, *Mammillaria pseudocrucigera*, *M. sempervivi*, *Ferocactus latispinus*, *Coryphantha octacantha*, *Echinocactus platyacanthus*, *Coryphantha radians*, *Neolloydia conoidea*, *Echinofossulocactus anfractuoso*, *Agave lechuguilla*, *Dermatophyllum secundiflorum*, *Lindleya mespiloides*, *Berberis albicans*, *Pittocaulon praecox*, *Karwinskia humboldtiana*, *Lippia graveolens* y *Flouencia resinosa*.

En el caso de los matorrales de centro sur y oeste, se encuentran sobre roca ígnea y presentan elementos conspicuos a *Yucca filifera* y *Myrtillocactus geometrizans*, en asociación con *Echinocereus cinerascens*, *Coryphantha corniferagrado*, *Cylindropuntia leptocaulis*, *C. kleiniae*, *Dasyllirion acrotrichum*, *Hechtia podantha*, *Leucophyllum ambiguum*, *Aloysia gratissima*, *Mimosa aculeaticarpa*, *Matelea pilosa*, *Thymophylla pentachaeta*, *Parthenium incanum*, *Lantana cámara*, *Adenophyllum porophyllum*, *Croton ciliatoglandulifer*, *Celtis pallida*, *Calliandra eriophylla*, *Jatropha dioica*, *Salvia amarissima*, *Vachellia farnesiana* y *Chrysactinia mexicana*. Asimismo, en las laderas con menor resolana y cercanos a la barranca del río Tula se encuentran suculentas como *Sedum humifusum*, *S. humifusum*, *Echeveria coccinea*, *Echeveria bifida* y *Pachyphytum glutinicaule*.

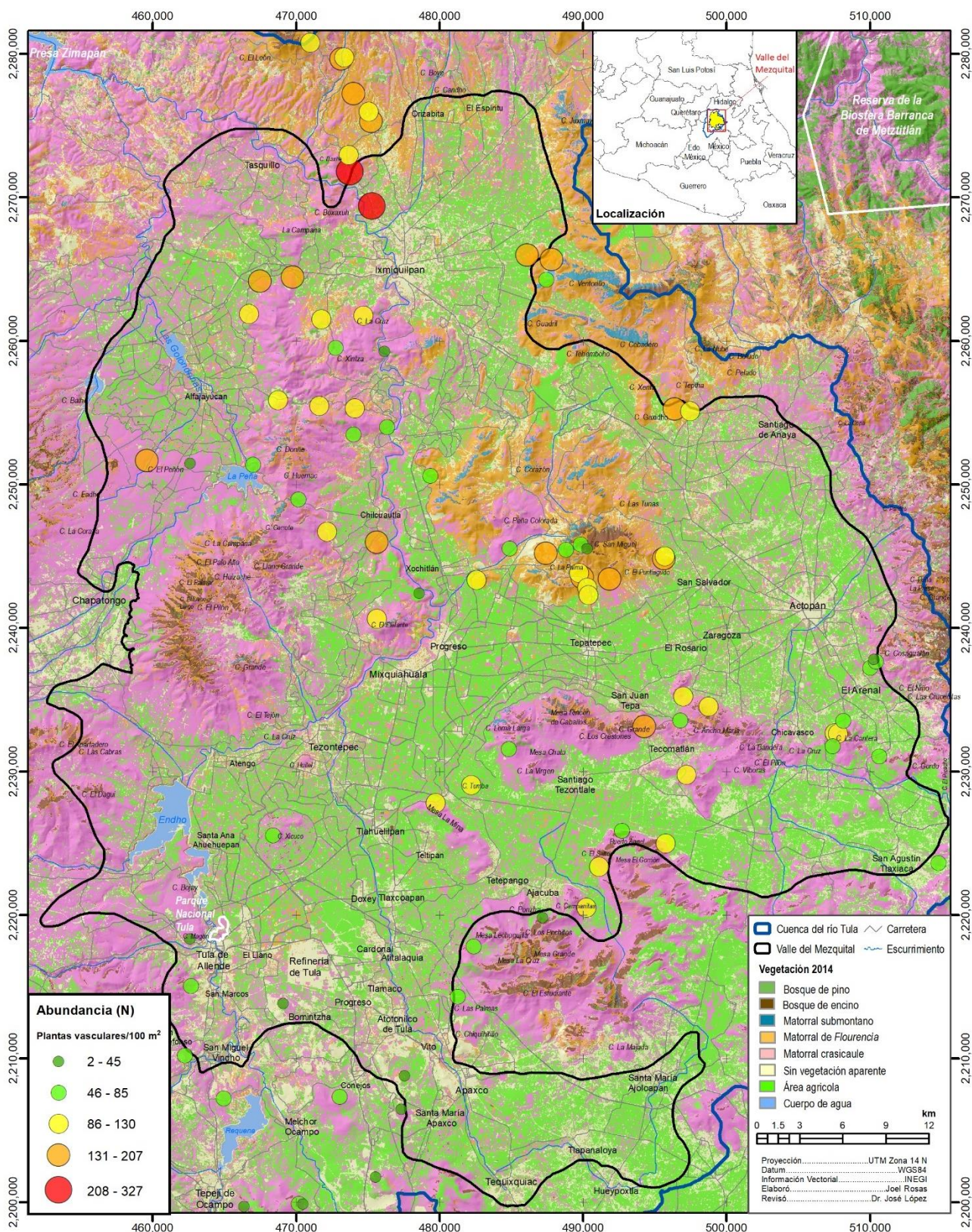
Los encinares presentes en la parte alta del cerro san Miguel están conformados por *Quercus tinkhami*, *Q. microphylla*, *Q. rugulosa*, *Garrya laurifolia*, *Nolina* sp., *Juniperus fláccida*, *Eupatorium* sp, *Cassia* sp., *Forestiera phillyreoides*, *Randia* sp., *Rhus microphylla*, *Vauquelinia corymbosa* y *Arbutus xalapensis*.

Referente a la abundancia de plantas, se observa un gradiente norte sur, de modo que los matorrales presentan una mayor densidad de plantas al norte con hasta 3.27 individuos/m² (**Mapa 2.3**). Por su parte la distribución espacial de la riqueza específica mostró que la porción suroeste del Valle del Mezquital tiene de manera general de 2 a 11 especies mientras que en el resto del área se presentan de 29 a 11 especies en las parcelas de 100 m² (**Mapa 2.4**).

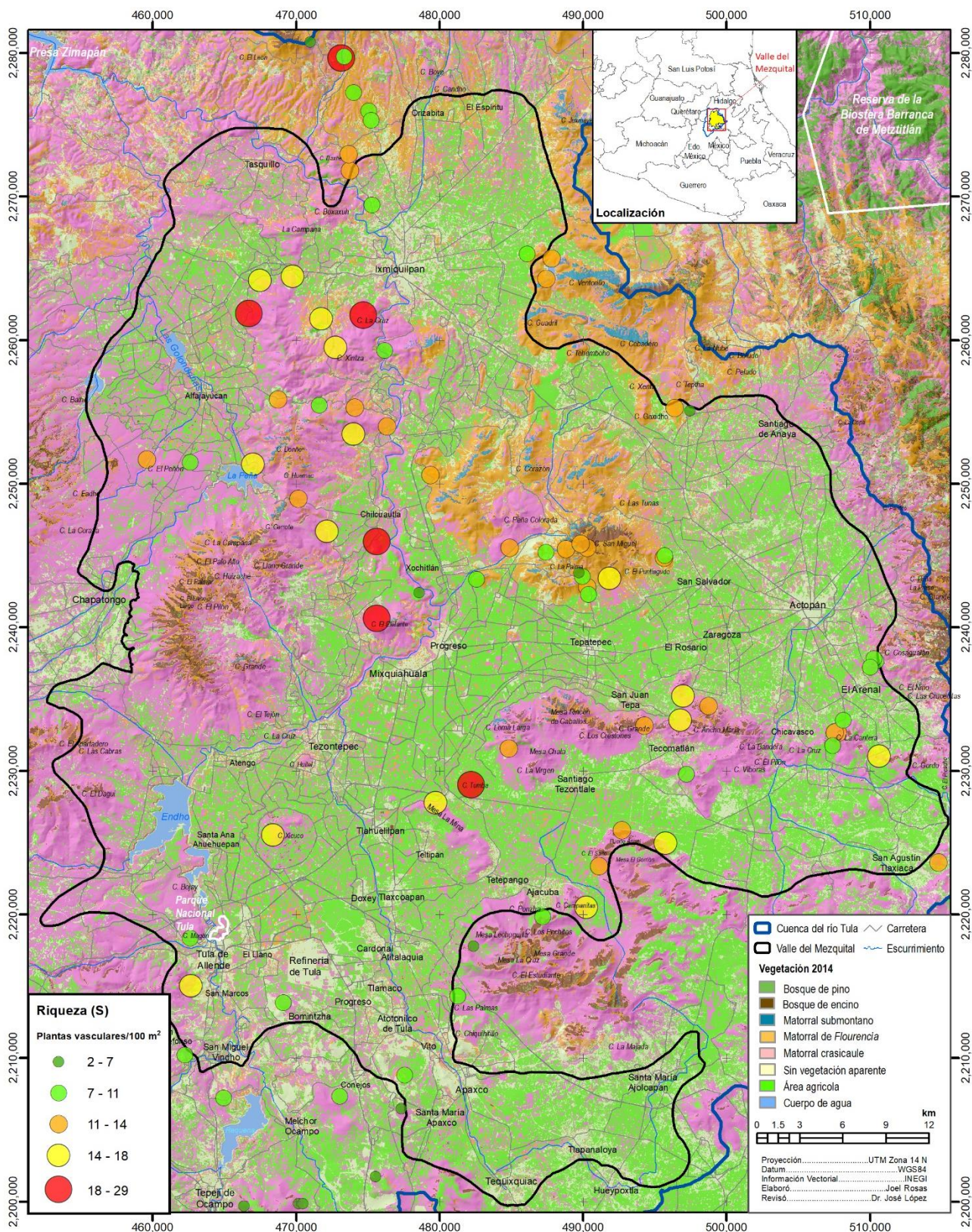
Los índices de diversidad mostraron un patrón similar con los valores más altos para la zona oeste y sureste en las serranías conformadas por roca ígnea con valores de $1-\lambda = 0.80$ a 0.93 y $H' = 2.84$ a 4.12 ; mientras que para las formaciones de roca sedimentaria ubicadas en el centro y noreste del Valle del Mezquital se presentan valores recurrentes de $1-\lambda = 0.57$ a 0.86 y de $H' = 2.40$ a 3.34 (**Mapa 2.5** y **Mapa 2.6**).

Para la mayoría de los sitios de muestreo las leñosas presentaron una mayor abundancia que las suculentas, con excepción de los sitios ubicados al norte donde la abundancia de estas últimas está mejor representada (**Mapa 2.7**); en cuanto a la riqueza se presenta un incremento de sur a norte de especies leñosas y suculentas, estas últimas en los muestreos del norte y noreste llegan a presentar mayor riqueza en comparación con el número de especies leñosas registradas (**Mapa 2.8**).

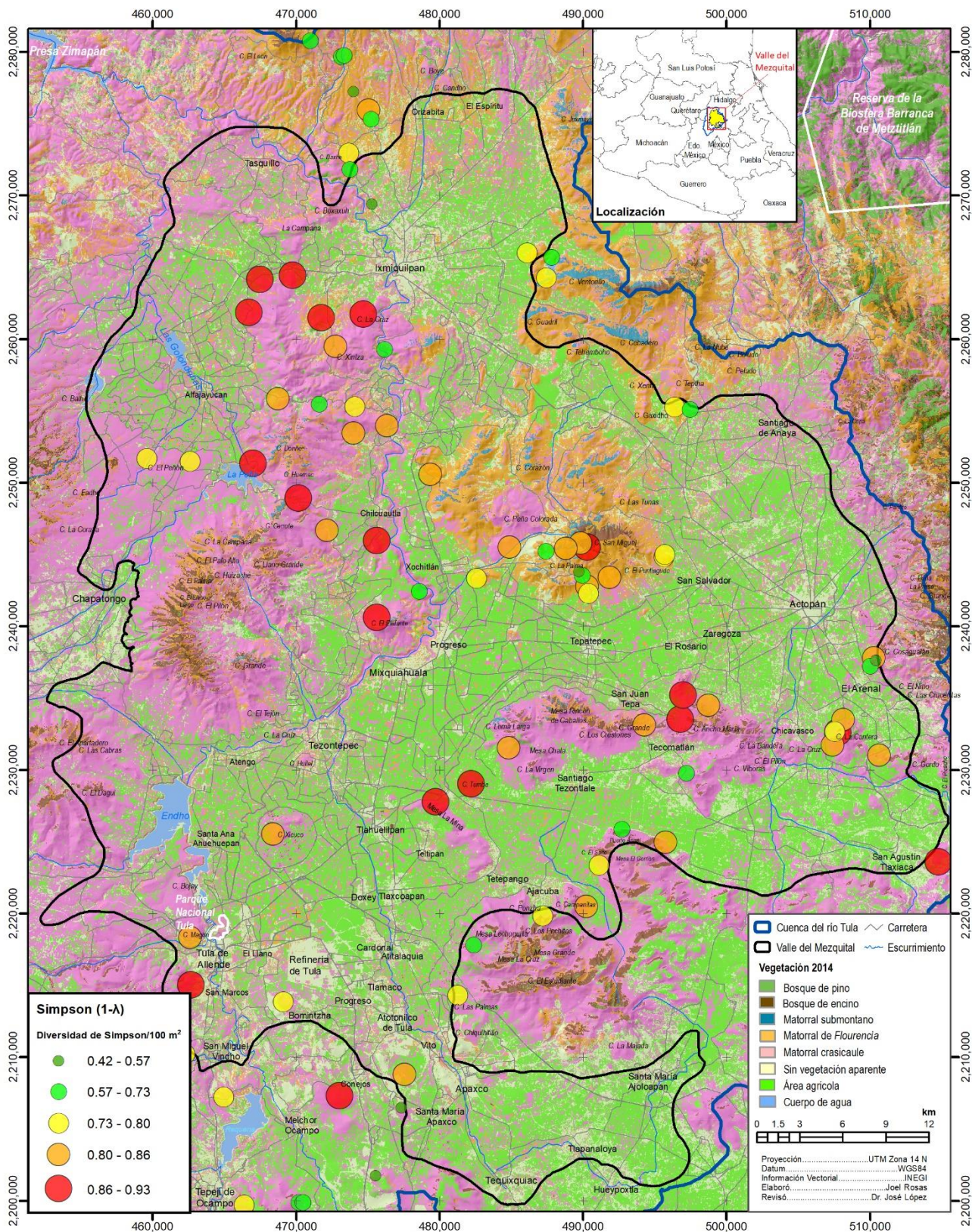
Mapa 2.3. Abundancia (N) de plantas vasculares por sitio de muestreo de 100 m².



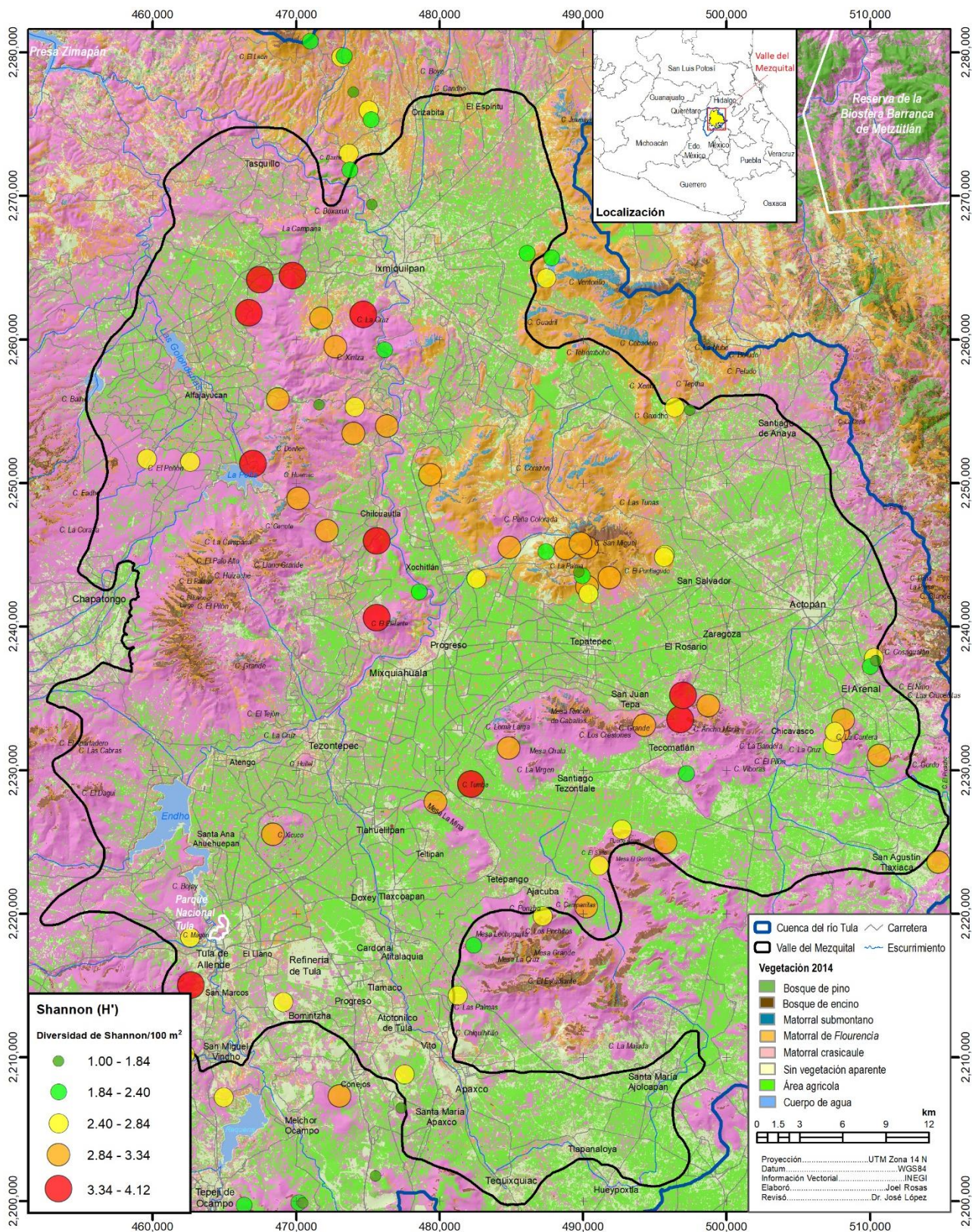
Mapa 2.4. Riqueza (S) de plantas vasculares por sitio de muestreo de 100 m².



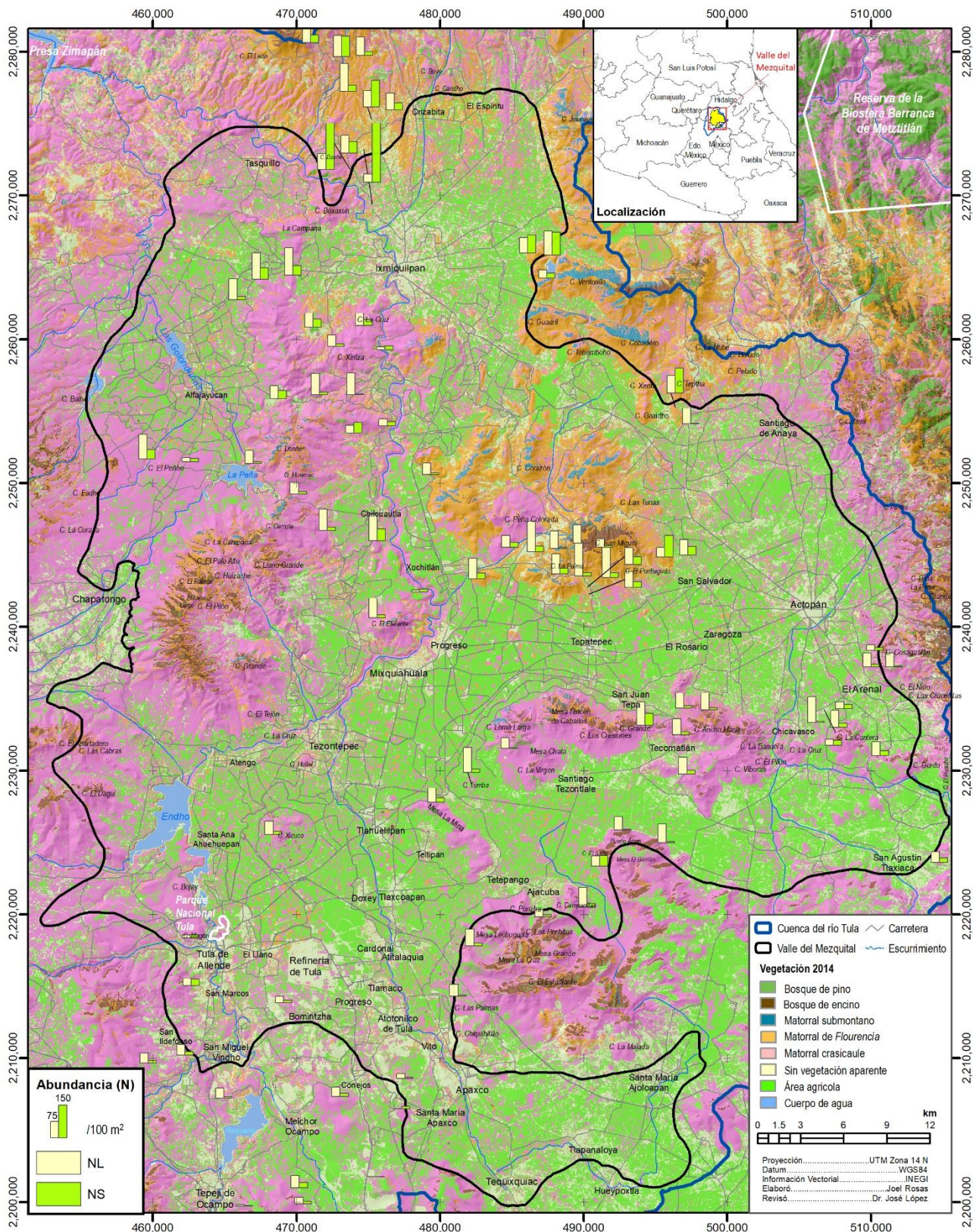
Mapa 2.5. Diversidad de Simpson (1-λ) de plantas vasculares por sitio de muestreo de 100 m².



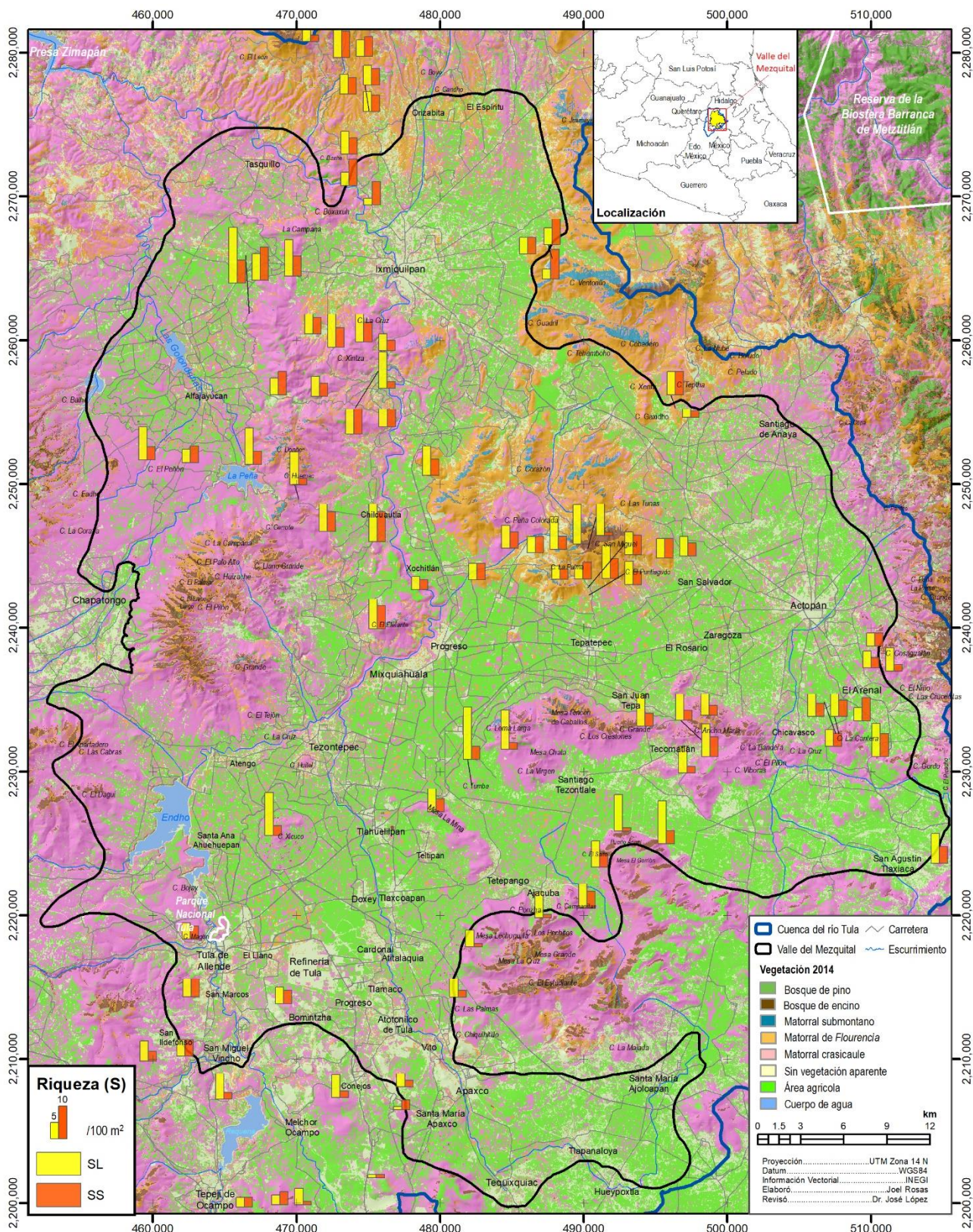
Mapa 2.6. Diversidad observada (H') de plantas vasculares por sitio de muestreo de 100 m².



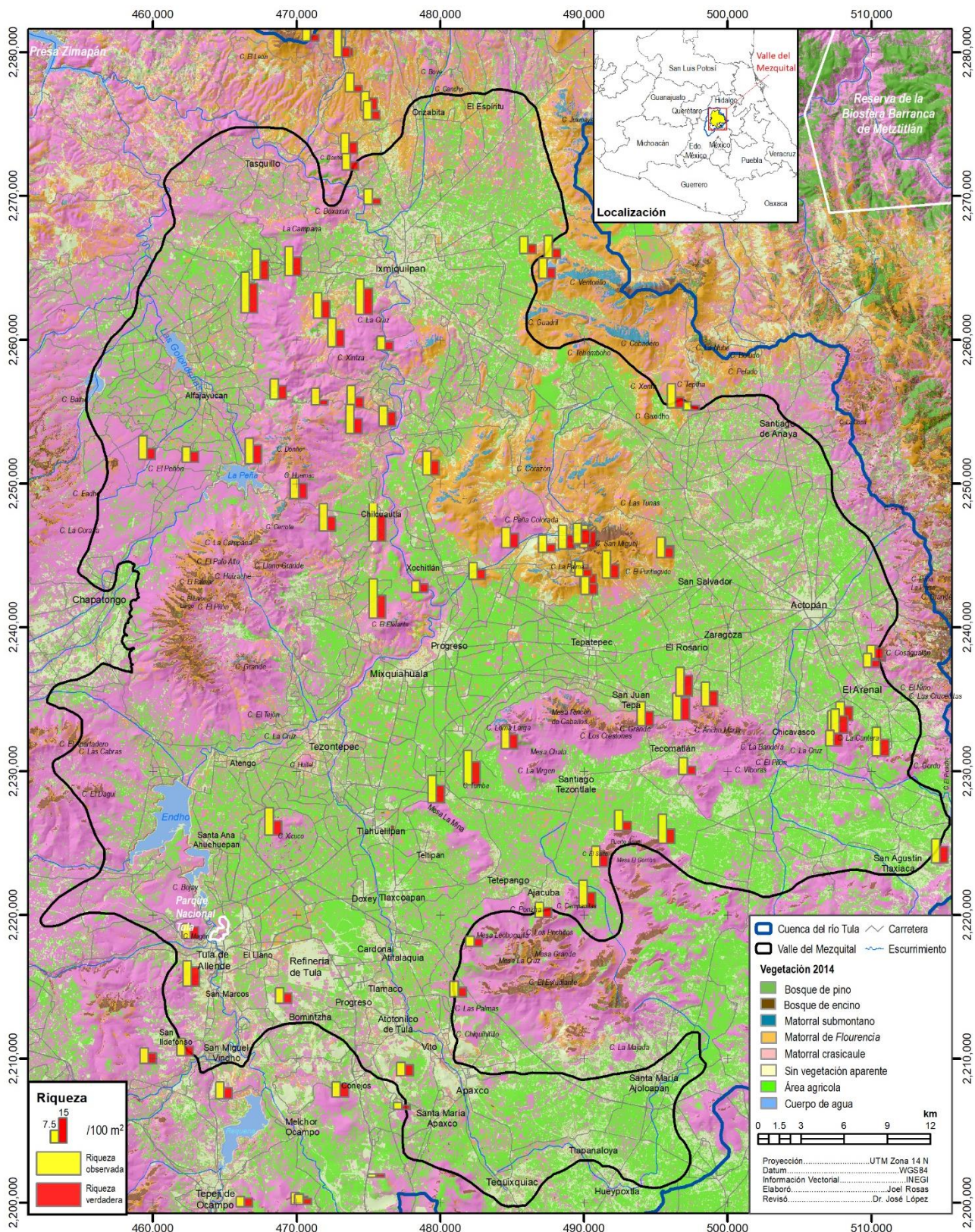
Mapa 2.7. Abundancia de plantas leñosas (NL) y suculentas (NS) en el Valle del Mezquital.



Mapa 2.8. Riqueza de plantas leñosas (SL) y suculentas (SS) en el Valle del Mezquital.



Mapa 2.9. Riqueza (S) y diversidad verdadera (D) en el Valle del Mezquital.



2.3.1 La topografía y su relación con la riqueza y abundancia de plantas vasculares

La riqueza de especies de plantas vasculares no tiene una distribución uniforme ($p < 0.05$) y se concentran en una o más direcciones (**Tabla 2.11**), de tal manera la riqueza promedio y la riqueza máxima (S) tiene preferentemente direcciones NO, N y NE; la riqueza promedio de leñosas (SL) se presenta en direcciones NO y SE y valores máximo hacia el NO y NE; en el caso de las suculentas la riqueza promedio (SS) presentó una distribución uniforme ($p > 0.05$), mientras que los valores máximos se encuentran en direcciones NO, N, NE y S (**Ilustración 2.5**).

La abundancia global (N) y la abundancia de suculentas (NS) presentan una concentración de datos preferencial hacia el O y E, tanto para el promedio como la mediana de la N. En el caso de NS el promedio mostró una dirección O y S mientras que la media fue O, S y E (**Ilustración 2.6**); las leñosas presentaron una distribución uniforme ($p > 0.05$) por lo que no se presenta una orientación en la que se concentren los datos de abundancia (NL).

Tabla 2.11. Estadístico T y p valores obtenidos para la riqueza (S) y abundancia (N) de especies de plantas vasculares.

Riqueza	Estadístico	S	SL	SS	Abundancia	Estadístico	N*	NL*	NS
Media	T	9.9906	7.3005	3.6943	Media	T	7.7123	6.2253	79.3295
	p-valor	0.0060	0.0353	0.3574		p-valor	0.0291	0.0739	0.0001
Máximo	T	18.7474	14.2504	7.1461	Mediana	T	7.4697	6.4668	26.0846
	p-valor	0.0001	0.0002	0.0393		p-valor	0.0336	0.0659	0.0001

*La prueba de Hermans y Rasson se realizó partir de la raíz cuadrada de N y NL.

La riqueza (S) presentó valores promedio más altos en las orientaciones SE y NO, mientras que la abundancia N resultó mayor en la exposición O; para las leñosas (SL) la riqueza fue mayor en la exposición NO y SE, mientras que sus abundancias promedio al NE y E; las suculentas presentaron para las distintas clases de exposición una riqueza (SS) de entre 4 y 5 especies y su abundancia fue mayor en la exposición O y presentó una gran dispersión. En el caso de la pendiente la clase inclinado ($9.94^\circ - 16.70^\circ$) presentó los promedios más altos, SS presentó básicamente el mismo número de especies en cada clase (5); en el caso de las abundancias para N, NL y NS la clase suavemente escarpado ($0^\circ - 4.29^\circ$) incluyó los valores más altos. En el caso del LSF la clase C (4 – 6) presentó los valores más altos de S y SL, mientras que para la clase A los valores máximos se presentaron para N y NS (**Tabla 2.12 a Tabla 2.14**). No obstante, los valores observados no presentaron diferencias significativas ($p > 0.05$) entre las distintas clases de orientación, de pendiente (slp) y del factor de longitud de la pendiente (LSF) de acuerdo con las pruebas de ANOVA y Kruskal Wallis realizadas (**Tabla 2.15**).

Ilustración 2.5. Diagrama de rosa de la riqueza de plantas vasculares (S), riqueza de leñosas (SL) y riqueza de suculentas (SS) por orientación de ladera en el Valle del Mezquital.

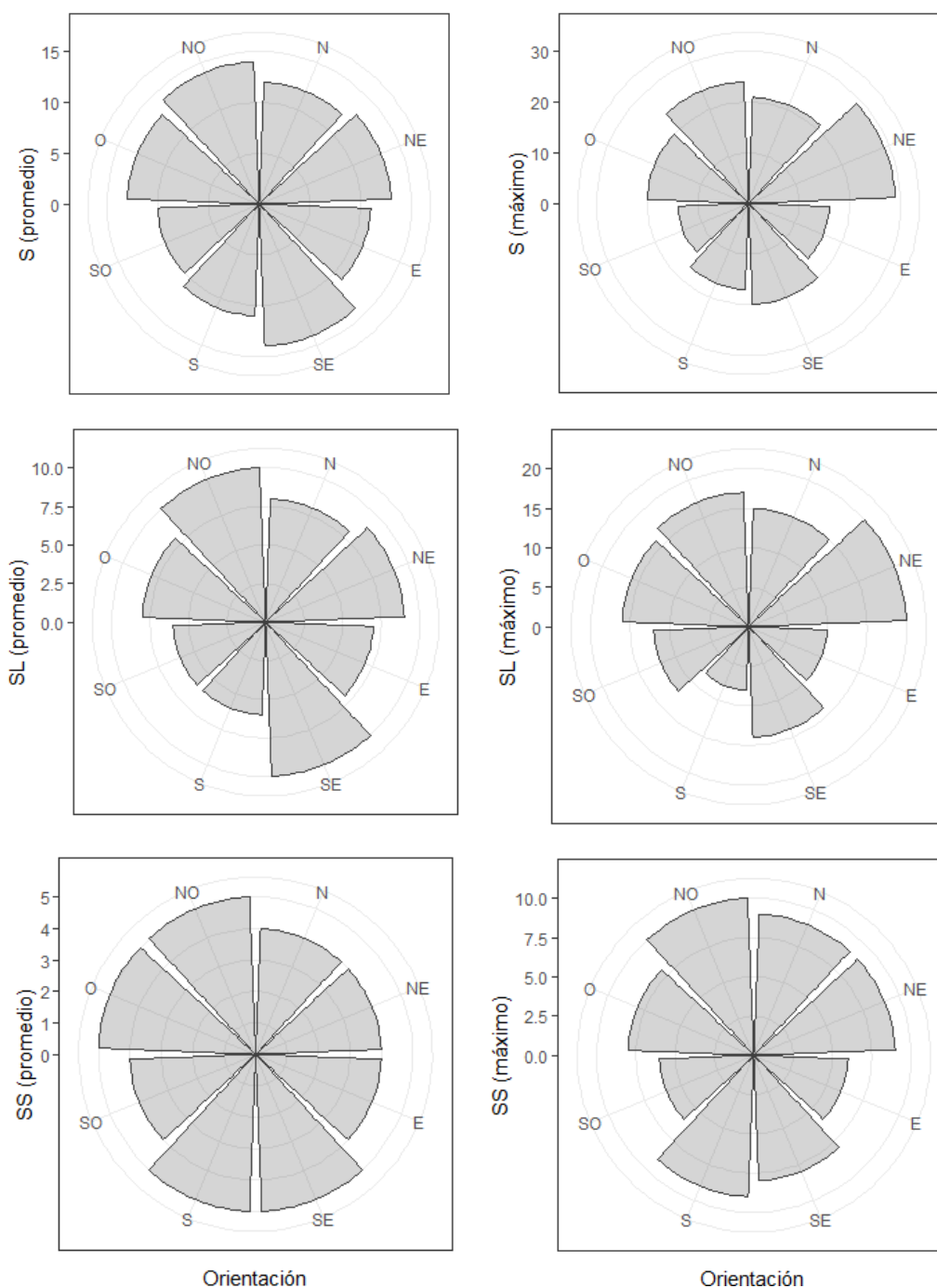


Ilustración 2.6. Diagrama de rosa de la abundancia de plantas vasculares (N), abundancia de leñosas (NL) y abundancia de suculentas (NS) por orientación de ladera en el Valle del Mezquital.

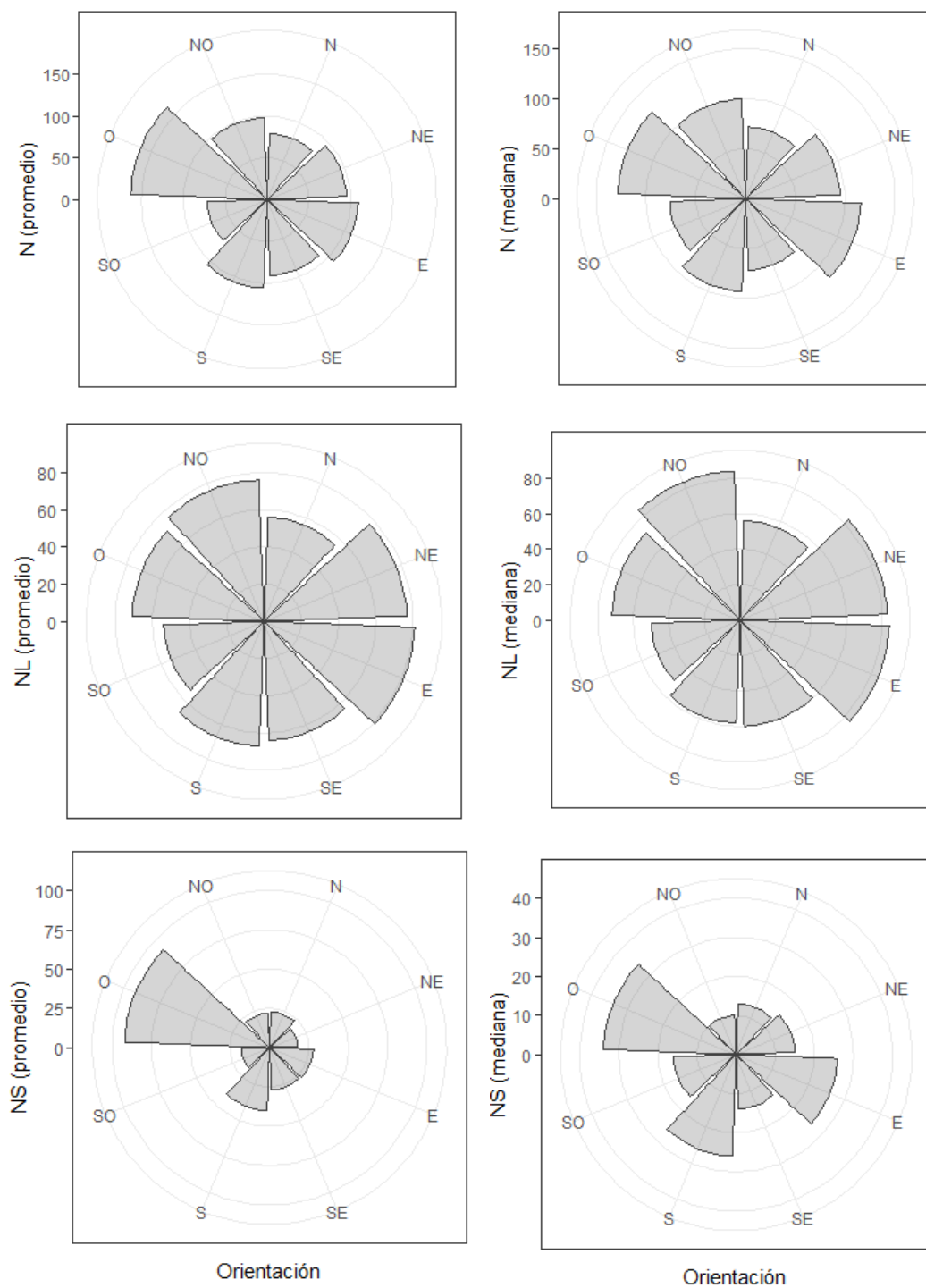


Tabla 2.12. Valores promedio de riqueza (S, SL y SS) y abundancia (N, NL, NS) de plantas vasculares en función de la orientación de ladera.

Orientación	Sitios	%	S	SL	SS	N	NL	NS
Norte	18	20.9	12.3	7.8	4.4	79.4	56.1	23.3
Noreste	15	17.4	13.5	9.3	4.1	95.2	77.5	17.7
Este	8	9.3	10.9	7.4	3.5	108.9	81.0	27.9
Sureste	6	7.0	14.5	9.5	5.0	91.0	64.0	27.0
Sur	7	8.1	11.0	5.6	5.4	106.4	66.6	39.9
Suroeste	14	16.3	9.7	5.7	4.0	72.2	54.3	17.9
Oeste	8	9.3	12.6	7.8	4.9	162.8	70.6	92.1
Noroeste	10	11.6	14.4	9.5	4.9	98.3	76.3	22.0
Total/Promedio	86	100	12.4	7.8	4.5	101.8	68.3	33.5
p-valor			0.1414	0.05815	0.6575	0.1808	0.3734	0.0988

Tabla 2.13. Valores promedio de riqueza (S, SL y SS) y abundancia (N, NL, NS) de plantas vasculares en función de la pendiente del terreno.

Pendiente (°)	Sitios	%	S	SL	SS	N	NL	NS
Suavemente inclinado	8	9.3	11.6	6.6	5.0	126.7	74.1	52.6
Moderadamente inclinado	26	30.2	10.9	6.5	4.4	99.8	59.6	40.2
Inclinado	33	38.4	13.3	8.8	4.5	92	70.6	21.5
Escarpado	19	22.1	12.7	8.5	4.2	87.8	67.7	20.2
Total/Promedio	86	100	12.1	7.6	4.5	101.6	68.0	33.6
p-valor			0.1721	0.07721	0.8408	0.7536	0.582	0.8521

Tabla 2.14. Valores promedio de riqueza (S, SL y SS) y abundancia (N, NL, NS) de plantas vasculares en función del Factor de Longitud de la Pendiente (LSF).

LSF	Sitios	%	S	SL	SS	N	NL	NS
A	26	30.2	10.7	6.2	4.5	105.9	57.5	48.5
B	26	30.2	13.0	8.4	4.7	92.6	69.9	22.7
C	22	25.6	13.4	8.8	4.6	95.9	73	22.8
D	12	14.0	11.9	8.3	3.7	86.9	70	16.9
Total/Promedio	86	100	12.3	7.9	4.3	95.3	67.6	27.7
p-valor			0.1253	0.06883	0.601	0.984	0.3843	0.8142

Tabla 2.15. Resumen de las pruebas de Kruskal – Wallis y ANOVA realizadas para evaluar diferencias entre la riqueza y abundancias de plantas vasculares

KW/ ANOVA	KW	KW	ANOVA	KW	ANOVA	KW
Factor	S	SL	SS	N	NL	NS
Orientación	0.1414	0.05815	0.6575	0.1808	0.3734	0.0988
Pendiente	0.1721	0.07721	0.8408	0.7536	0.582	0.8521
LSF	0.1253	0.06883	0.601	0.984	0.3843	0.8142

2.4 Discusión

La dinámica agrícola del Valle del Mezquital ha definido la distribución de la vegetación (Granados-Sánchez et al., 2004; Othón de Mendizábal, 1941) quedando relegada a las laderas de las serranías internas y circundantes de la región. Por lo tanto, la estructura horizontal de la vegetación existente es sin duda el resultado de la expansión del área agrícola, la cual inició a principios del siglo XX con la apertura del Tajo de Nochistongo. Esta obra aportó el recurso hídrico que transformó un espacio no apto para el desarrollo de la agricultura en una extensa zona en la que se riegan 80,000 hectáreas de distintos tipos de hortalizas, cereales y leguminosas (García-Salazar, 2019).

Si bien, la información proveniente de sensores remotos ha permitido mayor comprensión de la estructura y dinámica de las características de la cubierta vegetal, aún es un desafío en paisajes heterogéneos y áridos debido a características espectralmente similares de las distintas clases existentes (Thakkar et al., 2017). Esto se constató con el matorral rosetófilo, micrófilo y submontano; ya que para los dos primeros no fue posible su correcta diferenciación y para el tercero, las clasificaciones obtenidas mostraron una exactitud de productor baja para las dos temporadas analizadas. Entre las causas asociadas al hecho de no poder diferenciar satisfactoriamente ciertas clases, destacan que la señal espectral de los arbustos está compuesta por vegetación verde y vegetación no fotosintética, así como por el efecto de las fracciones de suelo, pasto y sombra, lo que dificulta el mapeo directo en adición a la confusión espectral intrínseca entre clases (Congalton, 1988, 1991; Congalton y Green, 2019; Suess et al., 2018)(Congalton, 1988, 1991; Congalton & Green, 2019; Suess et al., 2018).

El no obtener clasificaciones correctas para ciertos tipos de vegetación puede estar relacionado con la cuestión de haber generado más clases de las requeridas (Arango Gutiérrez et al., 2005) lo que provoca errores de omisión aumente, como se presentó para el matorral submontano (Ms) y el matorral de *Flourenxia* (MF). En este sentido, las 8 clases consideradas para la elaboración del mapa de vegetación del Valle del Mezquital, están por encima de la 3 a 7 que utilizan en la mayoría de trabajos de análisis de clasificación (Liu et al., 2007), no obstante se podría mejorar el rendimiento si se agrupan en una sola clase estos dos matorrales que introducen un mayor error, utilizándose así 7 clases. Otra cuestión a considerar, es que a pesar de que se reporta un buen desempeño para distintas condiciones fenológicas por parte del método de máxima verosimilitud (Willington, et al. 2013) resultaría favorable incorporar otros métodos de clasificación como *Random Forest* y *SMAP*, para poder evaluar el índice Kappa y la precisión Global de la clasificación (Del Toro Espín et al., 2015).

El hecho de que se incrementen los errores de comisión en la clasificación 2014 con respecto a la clasificación de 2015 para Bp, Be, Mc y Ms sugiere que para la temporada humedad y cálida el verdor y aumento en la densidad de la vegetación provoque que la clasificación presente una mayor confusión espectral y la combinación de bandas empleada (7-5-3) no sea del todo conveniente para discriminar entre clases, lo cual concuerda con la alta variabilidad de la respuesta espectral que se refleja en los valores de *NDVI* entre temporadas (ver apartado **Variables espectrales 3.2.2.3**) para regiones áridas con predominio de matorrales (Maldonado-Enríquez et al., 2020).

Aunque, existen otras técnicas de clasificación como *Random Forest* (Cutler et al., 2012), la exactitud de la clasificación dependerá del uso de áreas de entrenamiento depuradas (Rodríguez-Valero y Alonso-Sarria, 2019). El encontrar píxeles asignados a otras categorías dentro de cierta unidad geográfica homogénea obedece a que la mayor parte de los criterios de asignación no considera la pertenencia de píxeles vecinos y a la complejidad del paisaje que está relacionada con la aparición de píxeles de borde-fronterizos a dos o más categorías (Blanco y Quirogá, 2019).

En general, las clasificaciones obtenidas se consideran aceptables ya que los valores de Kappa estuvieron entre 0.712 y 0.796 y una exactitud Global de 74.8 a 82.1% (Congalton y Green, 2019; Landis y Koch, 1977); en términos de exactitud global las clasificaciones resultaron iguales o superiores a 0.70 ($p = 0.8878$ para el 2014, $p = 0.4805$ para el 2015) lo que denota una buena asignación de los píxeles a las categorías consideradas y similar a lo reportado para otra región áridas del desierto

Chihuahuense en la que se reportan valores de exactitud global de 78.7% y un índice de Kappa de 0.716 (Marín y Tweedie, 2011). Adicionalmente, el tener un amplio conocimiento del área en estudio antes de efectuarse la clasificación (Rodríguez-Valero y Alonso-Sarria, 2019; Teledet, 2015; Zharnikova et al., 2016) permitió definir las clases a discriminar (fase de entrenamiento) con lo que se robusteció el análisis presentado.

En términos de composición, los matorrales de la región presentaron una densidad de leñosas y suculentas de 9804 individuos/hectárea, valor que está dentro de lo reportado para matorrales de otras regiones en las que se reportan densidades que van desde los 1741, 2370, 3313, 11816 hasta los 18626 individuos/hectárea (Encina-Domínguez et al., 2020; González et al., 2010; Graciano-Ávila et al., 2018; Jiménez et al., 2012). Las diferencias mencionadas entre los valores de densidad de leñosas obedecen a los grupos de plantas vasculares considerados y al tipo de matorrales estudiados, pero sirven de referencia para establecer la condición de los diferentes matorrales xerófilos.

En el Valle del Mezquital, no se presentan endemismos y sus elementos florísticos están incluidos y presentan mayor afinidad con la vegetación del Valle de Tecozautla y en general con la porción sur del desierto Chihuahuense (Rojas et al., 2014). La recurrente frecuencia de cactáceas, rosetófilas y suculentas denota la imperante condición de aridez de la región; así mismo, dichos grupos de plantas en conjunto con las especies arbustivas conforman diversos tipos de comunidades vegetales que son referidas de manera genérica como matorral xerófilo (Rzedowski, 2006), cuya asociación más común y extendida en el Valle del Mezquital es el matorral crasicale el cual se distingue por estar conformado de arbustos y plantas de tallo suculento.

Los valores de diversidad del índice de Shannon en comparación con los obtenidos para matorrales del noreste de México sugieren una diversidad media (Alanís-Rodríguez et al., 2015; Graciano-Ávila et al., 2018; Mata Balderas et al., 2015). En el caso de las leñosas, de acuerdo con el trabajo de Gelviz-Gelvez y Hernández (2013) para toda la zona árida del estado de Hidalgo, reportaron una riqueza máxima de $S = 15$ especies; y $D = 7.8$ especies efectivas (índice de diversidad verdadera) ambos resultados son similares a los valores obtenidos en el presente estudio para la misma exposición fueron de $S = 14$ y $D = 10.13$. Las diferencias presentadas, en el número de especies efectivas, se explica debido a la variación intrínseca de cada sitio en cuanto a las abundancias de las especies y su equidad (Jost, 2006; Moreno, 2001; Moreno et al., 2011; Pla, 2006).

La no diferenciación para los factores slp y LSF en términos de riqueza y abundancia puede ser consecuencia de que la vegetación natural en las partes de pendiente suave ha sido reemplazada por cultivos. En el pasado dichas zonas (valles) presentaron una mayor diversidad y desarrollo de la vegetación en comparación con las laderas de mayor pendiente las cuales se distinguen por tener suelos someros y afloramientos rocosos (González Medrano, 2012).

Distintas fuentes han documentado que a una escala local y en latitudes medias o altas las laderas norte presentan mayor diversidad vegetal y menor diferenciación estructural en comparación con las laderas orientadas al sur las cuales reciben una cantidad mayor de horas de luz e insolación y sostienen una vegetación de afinidad xérica (Badano et al., 2005; González Medrano, 2012; López-Gómez et al., 2012; Valverde Padilla, 2002; Yang et al., 2020). Dicho patrón concuerda con lo observado para la riqueza máxima de leñosas, pero difiere con lo observado con para las suculentas las cuales no presentaron una dirección preferencial sur en cuanto a su riqueza (SS) máxima puesto que se incorporaron orientaciones NO, N y NE, lo que se sugiere que a una escala regional el patrón de ladera sur en el que imperan condiciones más secas y cálidas no es exclusivo para los valores máximos de riqueza de dicho grupo de plantas.

La disponibilidad de agua en las zonas áridas está determinada por la orientación de las laderas con efecto en las condiciones ambientales y en consecuencia en el desarrollo y la estructura de las comunidades vegetales (Carter y Klinka, 1990; del Castillo, 2000; Encina-Domínguez et al., 2020; García-Hernández y Jurado, 2008), de manera particular para el hemisferio

norte, las laderas con exposición sur reciben mayor radiación solar a diferencia de las orientadas al norte; de modo que las laderas con exposición norte son más húmedas que aquellas orientadas al sur (Auslander et al., 2003; González Hidalgo et al., 1996; Nobel, 1981; Valverde Padilla, 2002). La orientación de la ladera afecta la densidad de plantas (López-Gómez et al., 2012) lo cual quedó evidenciado para las suculentas cuyas abundancias fueron mayores en laderas oeste, condición que difiere a lo reportado por Valverde Padilla (2002) para el matorral xerófilo del Valle de Zapotitlán, quien menciona que los arbustos dominan las laderas norte y en las laderas sur son más abundantes las formas rosetófilas. Dichas diferencias, pueden ser producto del grado de aridez ya que se ha reportado que cambios menores de humedad en el suelo y en el aire son determinantes de la distribución y estructura de la cubierta vegetal (Berdugo et al., 2020, 2019; Gaitán et al., 2014; Pedroza Sandoval et al., 2014).

La mayor abundancia de suculentas (NS) al oeste estaría relacionada con el calor anisotrópico diurno (DAH), por lo que a pesar de una condición de radiación total similar en las caras este y oeste del relieve, en estas últimas se produce un excedente de calor que las vuelve más secas, favoreciéndose un ambiente xérico con mayor abundancia de suculentas de tipo rosetófilo (Agaves) y de hojas crasas (Opuntias). Dicho excedente de calor se produce porque en horas de la mañana, el suelo húmedo (ladera este) propicia un flujo de calor latente (vapor de agua en el aire que sirve de abrigo térmico), mientras que en horas de la tarde (sol en el oeste) ocurre un incremento en la transferencia de calor sensible (ascenso de aire caliente seco) (Abarca, 2010). Así, las condiciones imperantes de aridez en las orientaciones oeste reflejan el efecto de la marcha diurna de temperatura, de manera que el calentamiento del aire alcanza su máximo entre las 15:00 y 16:00 horas (García, 1986) y que, a falta de abrigo térmico, hace que las condiciones térmicas sean propensas para el establecimiento de plantas suculentas.

En el caso de las leñosas su distribución uniforme en sus abundancias en cuanto a su orientación refleja lo homogéneo que llegan a ser los matorrales de la región lo que contrasta con lo reportado para la región árida de Zapotitlán, donde las laderas norte presentan más arbustos debido a una mayor disponibilidad de agua (Valverde Padilla, 2002). No obstante, la abundancia de leñosas observada apoya la afirmación de direccionalidad para las orientaciones noroeste, noreste y este; por lo que el patrón queda ambiguo y requerirán de trabajo de campo para confirmar la condición observada al este, de valores de NL mayores debido a un mayor calor latente existente, es decir laderas con mayor humedad.

Las circunstancias geográficas y climáticas han promovido que los matorrales sean la vegetación dominante en el Valle del Mezquital y por ende, la que ha estado expuesta en mayor frecuencia a una serie de impactos relacionados con las actividades económicas y los sistemas de uso de la tierra (Ruiz Durán et al., 2017). Es por ello, que el conocimiento de la distribución de la vegetación para la zona resulta de suma importancia, ya que las tendencias para los ecosistemas áridos apunta a su degradación y pérdida de cobertura debido a la fragmentación de la que son objeto (Arriaga, 2009). De manera particular las especies de cactáceas y suculentas resultan más vulnerables a la transformación y destrucción de hábitat debido a su baja densidad poblacional (Hernández-Oria et al., 2007). Entre las actividades que se presentan como promotoras de la fragmentación y pérdida de vegetación en la región son el crecimiento urbano de centros urbanos como Actopan, Tula, Ixmiquilpan y Tezontepec, la explotación minera para la producción de cal y cemento, así como la incorporación a la zona de riego de las laderas de las formaciones montañosas que aún mantienen vegetación natural.

La conectividad de la vegetación es la clave para entender la interrelación de las especies con su entorno (Rico-Mancebo del Castillo, 2017; Troll, 2003) por lo que es importante continuar con estudios que permitan establecer la conectividad estructural y funcional de los matorrales de la región, en particular los ubicados al centro de la región los cuales están inmersos en una matriz agrícola urbana que ha propiciado en su aislamiento. La conectividad existente entre los matorrales del oeste y noreste de la región, conforman un corredor ecológico con alto valor ambiental, por lo que la permanencia de áreas de matorral es importante, tanto para la dispersión de especies como para la protección de los hábitats ya que son

espacios que conectan áreas de importancia biológica que mitigan los impactos negativos provocados por la fragmentación de la vegetación (Conrad et al., 2012; Fahrig, 2003).

Otro enfoque que deberá considerarse para la conservación de la vegetación en el Valle del Mezquital, es el de la economía ecológica, a fin de involucrar la participación social, los saberes tradicionales, los aspectos históricos, la gestión sustentable y la generación de alternativas de producción compatibles con el ambiente, además, de evidenciar los conflictos ambientales que derivan de las actividades económicas (Barkin, 2008; Barkin et al., 2012; García-Salazar, 2019).

2.5 Conclusiones

Los mapas de vegetación obtenidos definieron que el matorral crasicaule y el matorral de *Flourenxia resinosa* son los mejor representados en cuanto a extensión; el bosque de encino está restringido a laderas con exposición norte superiores a los 2400 m de altitud de formaciones montañosas de origen sedimentarios y volcánico. Por su parte, la distribución del matorral submontano presentó un patrón asociado a laderas resguardadas entre 1600 y 2000 m de altitud.

El uso de imágenes de satélite correspondientes a la temporada cálido-húmeda permitió discriminar de mejor manera el matorral de *Flourenxia*, no obstante, la obtención de mapas subsecuentes deberá considerar imágenes de temporadas contrastantes, a fin de reducir los errores de omisión y de comisión, ya que los arbustos son el principal elemento que por su estado fenológico influyen en el proceso de clasificación de los matorrales. Adicionalmente, se considera importante realizar análisis de series de tiempo a mediano y largo plazo para mapear y monitorear los procesos de cambio de la vegetación en la región.

La diversidad de los matorrales se considera moderada y puede alcanzar valores cercanos de $H' = 4$ y las zonas de mayor diversidad se ubican al sur de Ixmiquilpan, sur del cerro San Miguel y al este y oeste del poblado de Chicavasco por lo que resultan focos de atención para el establecimiento de áreas de conservación y preservación de especies representativas del Valle del Mezquital.

Los matorrales de la región presentan uniformidad, para las distintas orientaciones, en cuanto a su composición y abundancia de formas leñosas; para el grupo de suculentas se presenta una direccionalidad sur y oeste para sus abundancias (NS) y norte y sur para sus valores de riqueza (SS). Esta condición coincide parcialmente con lo reportado para otras regiones, por lo que se sugiere explorar el efecto de la escala de análisis.

Los resultados obtenidos proporcionan una idea actualizada de la distribución horizontal de la vegetación del Valle del Mezquital y permitieron establecer que los matorrales xerófilos que se encuentran en las serranías y cerros del centro y noreste de la región presentan una mayor cantidad de especies de cactáceas y suculentas.

Capítulo 3 Predictores ambientales y espectrales de la riqueza y abundancia de plantas vasculares en una región árida de México

Resumen

El matorral xerófilo es la vegetación distintiva de las zonas áridas de México y es poco conocida la relación que presenta su riqueza (S) y abundancia (N) con factores ambientales y espectrales. Por tal motivo se elaboraron modelos lineales generalizados (*GLM*) para estimar la S y N de plantas leñosas y suculentas de los matorrales xerófilos presentes en el Valle del Mezquital, Hidalgo. Los resultados señalan que la S y N pueden estimarse a partir de la heterogeneidad ambiental, presentándose como variables relevantes el índice de vegetación de diferencia normalizada (*NDVI*), las bandas espectrales de infrarrojo de onda corta (*SW1* y *SW2*), la temperatura máxima y mínima mensual, la temperatura media del trimestre más húmedo, así como la longitud de la pendiente. Se concluye que las variables explicativas de S y N están representadas por la triada Clima-Topografía- Reflectancia (CTR) y difieren entre plantas leñosas y suculentas.

3.1 Introducción

Una característica evidente de la riqueza de especies es que no se distribuye de manera homogénea (Koleff y Soberón, 2008) ni al azar en el espacio, sino que se agrega en parches o presenta gradientes u otros tipos de estructuras espaciales (Legendre y Fortin, 1989). Numerosos estudios han relacionado los cambios en la riqueza de especies con el ambiente y han explorado el papel de variables explicativas como la productividad, la disponibilidad de agua, la altitud, la latitud, la temperatura, la humedad, la precipitación, la evapotranspiración, el número de días lluviosos por año, la heterogeneidad topográfica y del hábitat (Currie, 1991; Gaston, 2000; Kreft y Jetz, 2007; Rodríguez et al., 2018; Sharma et al., 2009; Tilman, 1997; van Rensburg et al., 2002; Willig et al., 2003; Yang et al., 2013). Si bien dichas relaciones permiten distinguir zonas de mayor y de menor diversidad (Gaston y David 1994; Gaston 1996; Williams *et al.*, 1997) los intentos por explicar los cambios de la riqueza de especies han comenzado a ser de interés para las zonas áridas ya que los estudios se enfocaban principalmente en comunidades vegetales de ambientes templados y tropicales (Abutaha et al., 2021; Badano et al., 2005; Stohlgren et al., 2005; Zeng et al., 2014).

Una estrategia común para evaluar la biodiversidad en ambientes áridos es la elaboración de mapas de cobertura vegetal, los cuales representan clases con valores de medidas espaciales (cobertura, tamaño del parche, fragmentación, entre otras) que cuantifican de manera indirecta la biodiversidad; estos mapas, con excepción de su forma más generalizada, requieren de un exhaustivo trabajo de campo, un intenso análisis de imágenes (satelitales y ortofotos), una integración de modelos ecológicos, edáficos, geomorfológicos (Muldavin et al., 2001; Sanders et al., 2003), y más recientemente la incorporación de estimadores de cobertura vegetal como son el índice normalizado diferencial de vegetación (*NDVI*) y el índice normalizado diferencial hídrico (*NDWI*) obtenidos a partir de imágenes satelitales (Gu et al., 2008; Li et al., 2014; Lloret et al., 2007; Pau et al., 2012).

En la última década se ha incrementado el número de satélites y sensores utilizados para el estudio de la biodiversidad. Al igual que la serie Landsat, las imágenes obtenidas por el satélite SPOT son empleadas para el análisis a escala local y regional (1: 25.000 a 1: 500.000); por su parte, los datos para estudios a escala regional son obtenidos del satélite de la serie NOAA y para estudios de escala global son utilizados los satélites de la serie GOES y Meteosat (Baumgartner y Apfl, 1996). En particular, los satélites de la serie Landsat han sido los más utilizados debido a la facilidad con que pueden ser obtenidas sus imágenes y a su amplia cobertura espacial y temporal (Gillespie et al., 2008).

Las técnicas de teledetección permiten cartografiar, monitorear y analizar los procesos de las comunidades vegetales a escala local y regional (Chawla et al., 2010; John et al., 2008). Dentro de las principales ventajas que presenta la teledetección para obtener información para el análisis y monitoreo de la biodiversidad de manera consistente y regular se encuentran su bajo costo y su amplia gama temporal y espacial (Duro et al., 2007; van der Meer et al., 2002). Desde el lanzamiento del primer satélite en 1972, se han realizado estudios que describen la relación entre la respuesta radiométrica y la cubierta vegetal (Bannari et al., 1995), determinándose cómo la diversidad de especies vegetales y sus formas de vida determinan en gran medida la reflectancia de la vegetación (Chawla et al., 2010); asimismo, estas técnicas permiten complementar el trabajo de campo realizado para la caracterización de la vegetación, además de evaluar cómo los impactos humanos directos (actividades productivas) e indirectos (variación climática) influyen en su composición, distribución y conservación (Asner, 2013; Chawla et al., 2010).

La relación entre la variación de la respuesta espectral y la riqueza de especies de plantas fomentó el planteamiento de la Hipótesis de la Variación Espectral, la cual afirma que la heterogeneidad del ambiente puede estimarse a partir de la heterogeneidad espectral de los datos de teledetección (Palmer et al., 2002). La heterogeneidad ambiental generalmente permite que más especies coexistan, por lo que dicha hipótesis representa una herramienta viable para predecir la riqueza de especies de plantas (Rocchini et al., 2007; Warren et al., 2014). Por ejemplo, se han observado relaciones significativas entre la heterogeneidad espectral y la riqueza de especies (Gould, 2000; Nagendra, 2001; Palmer et al., 2002; Rocchini, 2007; Nagendra et al., 2010; Oldeland et al., 2010; Hernández-Stefanoni et al., 2012); que las imágenes Landsat son adecuadas para evaluar la diversidad vegetal a escala regional (Nagendra et al., 2010); así como la utilidad de ciertas bandas de los sensores satelitales son indicadoras de la biomasa y el crecimiento vegetal (Castillo-Santiago et al., 2013; Hernandez-Stefanoni et al., 2009; Warren et al., 2014). Por lo tanto, los datos obtenidos a partir de imágenes de satélite, en los que se incluyen diferentes resoluciones espaciales y espectrales, resultan importantes en la evaluación de la riqueza de especies (Rocchini, 2007).

La heterogeneidad ambiental está relacionada con la diversidad vegetal, de manera que una alta variabilidad ambiental genera diversas dinámicas ecológicas que influyen en la distribución de la riqueza y abundancia de plantas (Burnett et al., 1998; William et al., 1998; Costanza et al., 2011). Se ha reportado que la riqueza de plantas está determinada en el espacio y el tiempo por el clima, mostrándose una mayor adecuación ambiental en ambientes húmedos (Harrison et al., 2020). A nivel mundial, las regiones con climas cálidos y húmedos albergan más especies que las regiones donde el clima es frío o árido; esta influencia climática a gran escala supera la de cualquier otro predictor de diversidad (Hawkins et al., 2003; Sommer et al., 2010). No obstante, muchos aspectos cruciales de la relación entre el clima, la riqueza y abundancia vegetal siguen sin comprenderse, por lo que hacen falta estudios a escalas regionales para poder realizar predicciones más certeras.

Las hipótesis relacionadas con las causas de los gradientes de biodiversidad no son excluyentes entre sí y probablemente los factores considerados como explicativos actúan en forma sinérgica, de manera que aspectos climáticos (Kreft y Jetz, 2007), topográficos (Dufour et al., 2006; Zelený et al., 2010) en adición a los datos espectrales de teledetección (Palmer et al., 2000; Palmer et al., 2002; Rocchini et al., 2004) reflejen la heterogeneidad ambiental y con ello la riqueza de especies de plantas leñosas y suculentas.

La estimación de la riqueza y abundancia de plantas vasculares se ha realizado en bosques templados y tropicales, tanto a escalas locales como regionales, a partir de distintos métodos estadísticos y con base en variables explicativas como la temperatura, la humedad la precipitación pluvial de los meses húmedos del año, la altitud, la evapotranspiración real anual, la estacionalidad de la precipitación (Boscutti et al., 2018; Buri et al., 2017; Hernandez-Stefanoni et al., 2009; López-Mata et al., 2012; Hernández-Stefanoni et al., 2012; Moser et al., 2005). Sin embargo, no se dispone de mucha información para la vegetación de zonas áridas, en particular no se conoce el desempeño de las bandas de los sensores satelitales en conjunto con variables climáticas y topográficas como explicativas de la riqueza y abundancia de especies vegetales de los matorrales xerófilos de las regiones áridas de México.

Las regiones áridas de México se caracterizan por presentar principalmente vegetación de tipo arbustiva, clasificada desde un punto de vista práctico como matorral xerófilo (Rzedowski, 1973), fisonómicamente son muy diversos (Rzedowski, 1978), cubren poco más del 50% del territorio mexicano (Cervantes Ramírez, 2002; García-Hernández y Jurado, 2008; Toledo y Ordoñez, 1998), son considerados importantes desde el punto de vista florístico por su alto grado de endemismo (González-Medrano y Chiang, 1988; Rzedowski, 1978) y han sido objeto de deterioro continuo debido al pastoreo, la extracción de leña, incendios y explotación de flora nativa, que es utilizada como alimento, combustible, fibras textiles, medicina y material de construcción (García-Hernández y Jurado, 2008; Rzedowski, 2006).

Es importante el estudio de la relación de los gradientes ambientales con la variación espacial de la diversidad en los ambientes áridos en virtud de su biodiversidad única y a menudo, alta (Espinosa Iñiguez et al., 2011). Por consiguiente, el empleo de variables de percepción remota combinadas con datos topográficos y climáticos ofrece grandes oportunidades para explorar patrones espaciales de la riqueza y la abundancia vegetal para ambientes áridos (Abutaha et al., 2021; John et al., 2008; Muenchow et al., 2013; Vanselow y Samimi, 2014).

La representación cartográfica de la diversidad vegetal en un área determinada ha contribuido a dilucidar su patrón espacial y sus variaciones en el tiempo (de Smith et al., 2018). Igualmente, el mapeo de la vegetación, puede ayudar a: evaluar la desaparición de especies por el cambio de uso del suelo al ubicar centros de alta riqueza, mejorar la toma de decisiones para la conservación y establecer áreas de importancia biológica (Cruz-Cárdenas et al., 2013; Falcón-Brindis et al., 2021; Sánchez de Dios et al., 2017; Suárez-Mota et al., 2018).

En suma, la heterogeneidad ambiental y espectral están relacionadas con la riqueza y abundancia de plantas a distintas escalas espaciales; los aspectos no resueltos de estas relaciones para las zonas áridas no son del todo claros, debido a que se desconoce si los patrones de riqueza y abundancia son constantes independientemente de la escala de análisis o si se presentan patrones similares a los observados en zonas tropicales y templadas, para las que se mencionan a la temperatura, la precipitación o a la evapotranspiración como variables explicativas. Al respecto, se ha documentado que distintos factores ambientales reportados como determinantes de la riqueza y abundancia de plantas vasculares no actúan de manera individual si no en grupo (Barajas-Barbosa et al., 2020; Deák et al., 2021; Liu et al., 2021; Lundholm, 2009; Lv et al., 2022; Stein, 2016; Tamme et al., 2010; Yang et al., 2015); por lo tanto, se plantea la hipótesis de que información espectral derivada del sensor *OLI* en conjunto con variables climáticas y topográficas son explicativas de la riqueza y abundancia de plantas vasculares de los matorrales xerófilos ya que reflejan la heterogeneidad ambiental subyacente.

Por consiguiente, el objetivo de trabajo es evaluar la relación entre la riqueza y abundancia con respecto a la heterogeneidad ambiental de plantas vasculares en los matorrales xerófilos de una zona árida del centro de México conocida como el Valle del Mezquital a partir de un conjunto de variables climáticas, topográficas y espectrales, a fin de reconocer las zonas de mayor diversidad vegetal, identificar las áreas vulnerables, así como aquellas que resulten de importancia para su conservación.

El estudio promoverá la comprensión de la biodiversidad y su disposición espacial para las diferentes asociaciones de matorral xerófilo y permitirá conocer el papel de los factores ambientales en la configuración de los patrones de riqueza y abundancia de plantas, al mismo tiempo de aportar argumentos para la toma de decisiones de manejo encaminadas a la preservación de la vegetación en las zonas áridas.

3.2 Material y Métodos

3.2.1 Área en estudio

El estudio se realizó para las áreas en las que aún se presentan vegetación natural del Valle del Mezquital, la cual se caracteriza por presentar matorral xerófilo con distintas asociaciones caracterizadas por la presencia de especies en su mayoría de tipo arbustivas y pertenecientes a los géneros *Opuntia*, *Agave*, *Yucca*, *Cylindropuntia*, *Myrtillocactus*, *Mammillaria*, *Loeselia*, *Vachellia*, *Buddlej*, *Salviaa*, *Jatropha*, entre otras (Bravo, 1937; Espino Ortega y de la Cruz López, 2009; García-Sánchez, 2005; González Quintero, 1968; Pérez Ruiz, 2005; Velasco Santiago y Ojeda Rivera, 1989).

La región presenta dos tipos climáticos imperantes árido y semiárido, que se distinguen por una temporada de estiaje de noviembre a abril y una temporada lluviosa de mayo a octubre (**Ilustración 2.1**). En cuanto a su relieve se presentan terrenos de origen volcánico y sedimentarios, en el primer caso la curvatura de la pendiente característica es lineal y en el segundo convexa. La región pertenece a la porción media y baja de la cuenca del río Tula y se distingue por presentar una serie de valles escalonados (Valle de Tula, Valle de Actopan, Valle de Chilcuautila y Valle de Ixmiquilpan) con un gradiente altitudinal sur norte.

La agricultura de riego, los bancos de material, el establecimiento de balnearios y el crecimiento urbano son las principales causas de pérdida de cobertura vegetal en el Valle del Mezquital y por lo tanto afectó distribución de la cubierta vegetal y por ende de la riqueza y diversidad de plantas vasculares. En particular toda la parte baja de dicha región ha sido destinada a la siembra de maíz, alfalfa, frijol, avena, calabacita, tomate verde, tomate rojo, maíz forrajero y cilantro (CONAGUA y SEMARNAT, 2017), condición que ha sido posible ya que desde hace más de cien años recibe las aguas residuales de la Zona Metropolitana del Valle de México con graves implicaciones sociales y ambientales (García-Salazar, 2019).

3.2.2 Variables predictoras

La base de datos obtenida a partir de la caracterización de la vegetación se empleó para determinar la relación entre la riqueza y diversidad vegetal de los matorrales con una serie de variables ambientales agrupadas en: **Climáticas** con efecto directo sobre el crecimiento de la planta y por ende en el número de especies; éstas incluyeron 19 variables relacionadas con la precipitación y la temperatura (Hijmans et al., 2005; Moser et al., 2005; Velázquez Ruiz et al., 2012); **Topográficas** indicadoras del manejo subyacente en el terreno y relacionadas con la pendiente, la orientación y la exposición (Moser et al., 2005); y **Espectrales** indicadoras del estado de la vegetación que define el comportamiento espectral específico, el cual está determinado en gran parte por las hojas que forman el dosel, el estado fenológico, el contenido de humedad y la densidad de cobertura (Chawla et al., 2010; González-Moreno et al., 2011; Manzo y Meave, 2003).

Las variables climáticas se obtuvieron a partir de la temperatura y precipitación mensual para toda la cuenca del río Moctezuma (**Anexo B**); las 22 variables topográficas fueron derivadas del modelo digital de elevación; y las ocho variables espectrales provienen de las bandas de una imagen satelital Landsat 8 *OLI*. Todas las variables se ajustaron a una resolución espacial de 30 X 30 m y se recortaron con una máscara rectangular correspondiente a las coordenadas extremas del Valle del Mezquital (**Tabla 3.1**).

Tabla 3.1 Variables predictoras consideradas para la estimación de la riqueza y la abundancia de plantas vasculares en los matorrales xerófilos del Valle del Mezquital.

No	Climáticas (Bioclim)	No	Topográficas (Modelo de Elevación Digital)	No	Espectrales (Imagen Landsat 8 OLI)
1	Temperatura media anual	1	Pendiente	1	C-Aerosol costero
2	Rango diurno de temperatura	2	Orientación	2	B1-Azul (B)
3	Isotermalidad	3	Curvatura	3	B2-Verde (G)
4	Estacionalidad de la temperatura	4	Curvatura en perfil	4	B3-Rojo (R)
5	Temperatura máxima del mes más caluroso	5	Curvatura en planta	5	B4-Infrarrojo cercano (NIR)
6	Temperatura mínima del mes más frío	6	Índice de rugosidad del terreno	6	B5-Infrarrojo de onda corta 1 (SW1)
7	Rango de temperatura anual	7	Índice de convergencia	7	B6-Infrarrojo de onda corta 2 (SW2)
8	Temperatura media del trimestre más húmedo	8	Longitud de la pendiente	8	Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI)
9	Temperatura media del trimestre más seco	9	Nivel base de la red de canales		
10	Temperatura media del trimestre más cálido	10	Distancia a la red de canales		
11	Temperatura media del trimestre más frío	11	Profundidad del valle		
12	Precipitación anual	12	Posición relativa de la pendiente		
13	Precipitación del mes más húmedo	13	Índice de humedad topográfica		
14	Precipitación del mes más seco	14	Índice de posición topográfica		
15	Estacionalidad de la precipitación	15	Altura de la pendiente		
16	Precipitación del trimestre más húmedo	16	Posición media de la pendiente		
17	Precipitación del trimestre más seco	17	Textura		
18	Precipitación del trimestre más cálida	18	Índice de Protección		
19	Precipitación del trimestre más frío	19	Índice H de Shannon		
		20	Calentamiento anisotrópico diurno		
		21	Insolación total		
		22	Duración de la Insolación		

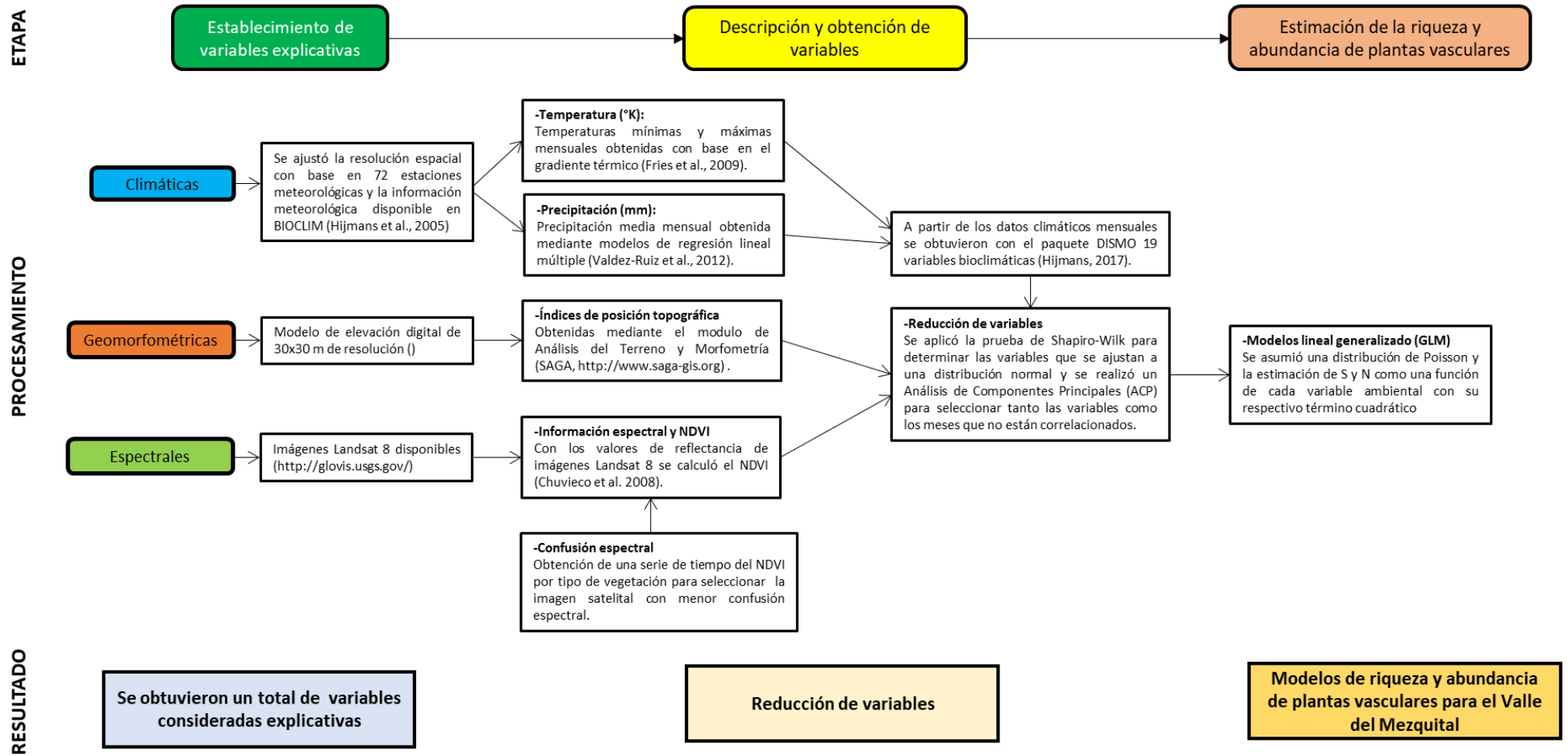


Ilustración 3.1. Trabajo realizado para la estimación de la riqueza y abundancia de plantas vasculares en los matorrales xerófilos del Valle del Mezquital.

A continuación, se describen detalladamente cada uno de estos tres grupos de variables empleadas como predictoras de la riqueza y abundancia de las plantas vasculares presentes en el área en estudio:

3.2.2.1 Variables climáticas

Temperatura

Obtenidas a partir de los registros de temperatura y precipitación de 72 estaciones meteorológicas del Sistema Meteorológico Nacional (SMN, 2000). La mayoría de las estaciones se ubicaron dentro de la subcuenca del río Tula, lo que permitió realizar una estimación acorde a la topografía de las condiciones imperantes de temperatura y precipitación en el Valle del Mezquital, ya que la variedad de altitudes, pendientes y orientaciones crean fuertes contrastes locales que afectan directa e indirectamente a estas dos variables.

La temperatura mínima y máxima mensual se calcularon con base en las tasas de caída o gradiente térmico para cada mes de acuerdo con la función de regresión lineal (Velázquez Ruiz et al., 2012):

$$T_{mensual} = \Gamma \cdot z + b \quad \text{Ecuación 3.1. Gradiente térmico}$$

Donde $T_{mensual}$ es la temperatura media mensual del aire (° C); Γ es la pendiente (tasa de caída o gradiente térmico); b la ordenada al origen de la regresión (temperatura a nivel del mar); y z la altitud (m). Se validaron los supuestos de normalidad mediante la prueba de Shapiro-Wilk (Gil Martínez, 2018a). Obtenidas las ecuaciones del gradiente térmico con base en los datos de las 72 estaciones meteorológicas, se utilizó la calculadora *raster* de QGIS (QGIS.org, 2021) para obtener a partir del continuo de elevación digital (INEGI, 2013b) de la cuenca del río tula su correspondiente modelo *raster* de temperatura media mínima y máxima mensual.

Precipitación

En áreas montañosas la precipitación alcanza grandes variaciones debido a la presencia de mecanismos convectivos determinados por el terreno así como el efecto de sombra orográfica, por lo que la estimación de la precipitación media se basó en la obtención de modelos de regresión lineal múltiple (Velázquez Ruiz et al., 2012) a partir de una serie de variables explicativas como: el Índice de Continentalidad Térmico (ICtr, que añade el factor de la continentalidad climática), el porcentaje de pendiente (*s/p*, que define el porcentaje de inclinación en cada punto de la región); altitud (metros sobre el nivel del mar), efecto del viento (índice adimensional en el que valores por debajo de 1 indican áreas protegidas del viento, mientras que los valores por encima de 1 indican áreas expuestas al viento), aspecto (dirección de la pendiente a la que apunta la superficie en esa ubicación), calor anisotrópico diurno (balance de calor diurno según lo influenciado por la topografía y orientación) y la Altura Efectiva del Flujo de Aire (AEFA, permite relacionar la distribución de la precipitación con los efectos pasivos del terreno). La selección de variables predictoras de la precipitación consideró a aquellas que pueden ser mejores predictores, así como su condición de presentar relaciones de tipo no lineal o indicios de colinealidad con respecto a otras variables. Dichas variables explicativas se obtuvieron mediante el menú *Terrain Analysis | Climate and Weather* presente en SAGA (Conrad et al., 2015).

El ICtr se procesó en la calculadora *raster* de QGIS, a partir de las capas de temperatura obtenidas con base en la información de las 72 estaciones meteorológicas y de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$ICtr = \frac{1.7 \cdot A}{SenLat} - 20.4 \quad \text{Ecuación 3.2. Índice de Continentalidad térmico}$$

Donde A es la amplitud térmica (temperatura del mes más cálido – temperatura del mes más frío en °K) obtenida con base en las capas de temperatura y la función seno de la latitud para el centroide de cada celda que se elaboró a partir de la librería *raster* (Hijmans, 2020) del software R (Gil Martínez, 2018a). El $ICtr$ reflejan la diferencia entre las temperaturas extremas y corrige la amplitud u oscilación de la temperatura estacional en función de la latitud.

Antes de utilizar las variables para la obtención de los modelos de regresión lineal múltiple se comprobó la normalidad y homocedasticidad de los datos en R (Gil Martínez, 2018a). Posteriormente con todas las variables se obtuvo la ecuación de regresión múltiple y aquella(s) variables que no resultaran significativas ($p > 0.05$) se descartaron como explicativas de la precipitación. A fin de cumplir con los supuestos de normalidad se obtuvo \log_{10} de los valores de precipitación mensual. La normalidad se validó con la prueba de normalidad de Shapiro - Wilk y la heterocedasticidad de los residuales con el contraste de homocedasticidad de Breusch-Pagan, a fin de obtener modelos robustos y consistentes.

Los modelos de regresión lineal presentan la siguiente forma funcional:

$$y = \beta_0 + \beta_1x_1 + \beta_2x_2 + \dots + \beta_kx_k + u \quad \text{Ecuación 3.3. Regresión múltiple}$$

Dónde β_0 es el término de intercepto, β_j ($j = 1, \dots, k$) parámetro de la pendiente entendida como el efecto parcial sobre y de un cambio en x_j , y el término u es el error estándar del residual. Se utilizó el método *Backward* el cual parte de un modelo completo, es decir se incluyen todos los predictores, para posteriormente eliminar la variable que presente el mayor p valor (estadísticamente menos significativa). El nuevo modelo ($p - 1$) se reajusta y se continúan eliminando variables no significativas hasta obtener un modelo estadísticamente significativo y un valor de *AIC* más bajo al del modelo inicial. Establecidas las ecuaciones para las precipitaciones mensuales se procedió a calcular los modelos *raster* de precipitación mensual para el Valle del Mezquital a una resolución espacial de 30 m.

Con los modelos de temperaturas mínimas y máximas mensuales y de precipitación media mensual, se procedió a calcular 19 variables climáticas con ayuda del programa *dismo* 1.1-4 (Hijmans et al., 2020), las cuales son relevantes desde el punto de vista biológico y que son utilizadas en mayor medida en el modelado de la distribución de especies y técnicas de modelado ecológico (Phillips et al., 2006).

Las 19 variables climáticas representan la tendencia anual (temperatura media anual, precipitación anual), la estacionalidad (registro anual de temperatura y precipitación) y límites extremos (temperaturas mensuales más bajas y altas, trimestres con y sin lluvia) de la temperatura y precipitación. Los trimestres están definidos por tres meses consecutivos, por ejemplo, la precipitación del cuartil más seco representa los tres meses consecutivos más secos en comparación con cualquier otro conjunto de meses consecutivos.

Tabla 3.2. Variables climáticas

Variable	Nombre	Descripción
BIO1	Temperatura Media Anual	Media de todas las temperaturas medias mensuales. Cada temperatura media mensual es el promedio de las temperaturas máximas y mínimas mensuales.
BIO2	Intervalo diurno promedio	La media de todos los intervalos de temperatura diurna mensual. Cada intervalo de temperatura mensual es la diferencia entre la temperatura máxima y mínima mensual de cada mes, es decir media mensual de: max temp - min temp.
BIO3	Isotermalidad	Es el intervalo diario promedio (parámetro 2) dividido entre el Intervalo anual de temperatura (parámetro 7) expresado en porcentaje, es decir $(P2/P7) (* 100)$.
BIO4	Estacionalidad de la Temperatura	También llamado coeficiente de variación de la temperatura (C. F.) es la desviación estándar del promedio de las temperaturas mensuales expresado como en porcentaje (desviación estándar *100).
BIO5	Temperatura Max del mes más cálido	De todas las temperaturas máximas mensuales, es la temperatura más alta reportada.
BIO6	Temperatura Min del Mes más frío	De todas las temperaturas mínimas mensuales, es la temperatura más baja reportada.
BIO7	Intervalo Anual de Temperatura	Diferencia entre la temperatura máxima del mes más cálido (BIO5) y la temperatura mínima del mes más frío (BIO6)
BIO8	Temperatura media del trimestre más húmedo	Determinado el trimestre más húmedo, se calcula la media para este periodo de tiempo.
BIO9	Temperatura Media del trimestre más seco	Determinado el trimestre más seco, se calcula la media para este periodo de tiempo
BIO10	Temperatura Media del trimestre más caluroso	Determinado el trimestre más caluroso, se calcula la media para este periodo de tiempo.
BIO11	Temperatura Media del cuartil más frío	Determinado el trimestre más frío, se calcula la media para este periodo de tiempo.
BIO12	Precipitación anual	Suma de todas las precipitaciones mensuales estimadas.
BIO13	Precipitación del mes más húmedo	Precipitación del mes más húmedo.
BIO14	Precipitación del mes más seco	Precipitación del mes más seco.
BIO15	Estacionalidad de la Precipitación	Conocido también como coeficiente de variación (C. F.) es la desviación estándar del promedio de las precipitaciones mensuales expresado como un porcentaje respecto a la media de esos meses.
BIO16	Precipitación del trimestre más húmedo	Determinado el trimestre más húmedo, se calcula el total de precipitación para este periodo de tiempo.
BIO17	Precipitación del trimestre más seco	Determinado el trimestre más seco, se calcula el total de precipitación para este periodo de tiempo.
BIO18	Precipitación del trimestre más caluroso	Determinado el trimestre más caluroso, se calcula el total de precipitación para este periodo de tiempo.
BIO19	Precipitación del trimestre más frío	Una vez determinado el cuartil más frío, se calcula el total de precipitación para este periodo de tiempo.

3.2.2.2 Variables topográficas

Para los aspectos del relieve que afectan la forma y las funciones de las especies. La mayoría de las investigaciones describen el terreno en términos cualitativos, es decir si es accidentado, escarpado, discontinuo, abruptos u homogéneo. En sí, el relieve es una característica importante del nicho de las especies vegetales, y en los trabajos en los que se refiere al terreno sólo en términos cualitativos se impide probar hipótesis acerca de la importancia real de la heterogeneidad del relieve (Moser et al., 2005). Las variables topográficas se eligieron con base en su relación con la vegetación y se obtuvieron a partir del modelo digital de elevación con una resolución espacial de 30 m por medio de SAGA v.7.8.2 (Bock et al., 2007; Conrad et al., 2015).

Tabla 3.3. Variables topográficas.

Variable	Nombre	Descripción	Unidad
slp	Pendiente	Representa el grado de cambio de la elevación del terreno en relación con la distancia. En un sitio determinado, sin variar la altitud y dentro de una disposición orográfica concreta, la influencia de la pendiente sobre la vegetación es directa; se manifiesta en los factores edáficos, en la capacidad de retención de agua, en la erosión y en la cantidad de radiación recibida, aumentada o disminuida según la exposición.	Grados
asp	Orientación	La orientación identifica la dirección de la pendiente descendente para cada celda del modelo <i>raster</i> de elevación. La orientación puede pensarse como la dirección de la pendiente. Los valores del <i>raster</i> de salida serán la dirección de brújula de la orientación con valores de 0 a 360°. Se ha reportado que el aspecto está relacionado con la densidad de las plantas (ESRI, 2016).	Grados
crv	Curvatura	Representa el grado de cambio de la pendiente en el espacio. Las dos direcciones en la curvatura del terreno tienen implicaciones geomorfológicas e hidrológicas.	Adimensional
pfl	Curvatura en perfil	La dirección de la máxima pendiente (curvatura en perfil) es la curvatura de la superficie del terreno en la dirección de la pendiente. Mide el grado de cambio de la pendiente que afecta a la aceleración o deceleración del flujo del agua, e influencia la erosión y deposición de las partículas del suelo. Las áreas con un perfil convexo indicarán mayor potencial para la erosión, y áreas con perfil cóncavo indicarán mayor potencial para la deposición.	Adimensional
pln	Curvatura en planta	La dirección perpendicular a la máxima pendiente (curvatura en planta) representa la dirección perpendicular a la pendiente. Mide la divergencia o convergencia del flujo del agua, y por tanto de la concentración de agua en el paisaje	Adimensional
TRI	Índice de rugosidad del terreno	Describe la complejidad y la ondulación del terreno. Está relacionado estrechamente con la pendiente. La forma más simple de calcular la rugosidad es usar la desviación estándar de los valores de altura en las celdas de una ventana de análisis dada. Valores altos de desviación estándar indican que el terreno es bastante irregular alrededor de la celda que está siendo analizada, mientras que los valores bajos reflejan un terreno suave o uniforme (Riley et al., 1999), por lo tanto es una medida cuantitativa de la irregularidad del terreno y resulta una importante variable para estimar cuales hábitats son usados por las especies y las densidades que presentan a través de una variedad de ambientes.	m
CI	Índice de convergencia	Se basa en la orientación y es utilizado para distinguir entre áreas de flujo convergente de las divergentes en el modelo de elevación digital. El índice se obtiene promediando la desviación de la dirección de la pendiente de la celda central con relación a la	Grados

Variable	Nombre	Descripción	Unidad
		dirección de las celdas adyacentes y restando 90 grados. Los posibles valores del índice varían de -90° (flujo convergente) hasta 90° (flujo divergente). Las áreas planas, sin curvatura son áreas con orientación nula, e índice de convergencia igual a 0.	
LSF	Longitud de la pendiente	Distancia de máxima pendiente que recorre el escurrimiento superficial desde el parteaguas hasta un cauce.	m
cnbl	Nivel base de la red de canales	Elevaciones del nivel base de la red de canales interpolados. El nivel de base está constituido por la altura mínima correspondiente en metros.	m
vdcn	Distancia vertical a la red de canales	Se obtiene a partir de dos pasos: (1) Interpolación de la elevación del nivel base de una red de canales y (2) La resta de este nivel base de las elevaciones originales. El <i>raster</i> resultante representa la altitud por encima de la red de canales en las mismas unidades que el <i>raster</i> de elevación empleado para el cálculo.	m
Vdept	Profundidad del valle	Diferencia entre la elevación y un nivel de cresta interpolado. La interpolación de nivel de cresta utiliza el algoritmo implementado en la herramienta 'Distancia vertical a la red de canales'. Realiza los siguientes pasos: - Definición de celdas de cresta (usando el orden de Strahler en el DEM invertido). - Interpolación del nivel de la cresta. - Resta de las elevaciones originales del nivel de la cresta.	m
Rslppos	Posición relativa de la pendiente	Combinación de altitud por encima de las líneas de canal y altitud por debajo de las líneas de cresta. Los valores resultantes van desde la pendiente descendente 0.0 (= líneas de canal) hasta la pendiente ascendente 1.0 (= líneas de cresta).	Adimensional
STWI	Índice de humedad topográfica de SAGA	Empleado para predecir el contenido de humedad del suelo y para identificar áreas de erosión y/o deposición potencial de materiales, y para la predicción del desarrollo de cárcavas. Valores altos del índice indican potencial para la acumulación de agua en el suelo, y coincide con aquellas zonas de baja pendiente y con un valor de área de drenaje específica alto. Valores bajos del índice de humedad indican bajo potencial topográfico para la acumulación de agua en el suelo, ya sea por tratarse de un área con una cuenca de captación pequeña o por un alto valor de pendiente, indicador de suelos bien drenados.	Adimensional
TPI	Índice de posición topográfica	Caracterizar la topografía local con relación a su contexto espacial. Numerosos procesos físicos asociados con el crecimiento y ocurrencia de especies vegetales, propiedades del suelo y tipos de suelos, están correlacionados con la posición topográfica. La importancia de este concepto radica en la clasificación de geoformas, ya que ésta se basa tanto en la morfología como en la posición relativa del terreno (Jenness et al., 2013).	Adimensional
SlpHe	Altura de la pendiente	Calculada mediante la estadística focal, define el gradiente de amplitud al obtener la diferencia máxima y mínima de altitud.	m
MSP	Posición media de la pendiente	Asigna posiciones de pendiente media con 0 mientras que las distancias verticales relativas máximas a la pendiente media en direcciones de valle o cresta presentan valores de 1.	Adimensional
Tex	Textura	Se define en sentido estricto tanto por el relieve (Z) y como por el espaciamiento (X, Y). Pueden ser representados por medidas como la densidad de drenaje y los cambios en el de aspecto, la pendiente o la curvatura por unidad de área. La textura enfatiza la expresión de fino vs grueso o el grano en el espacio topográfico.	Porcentaje
PI	Índice de Protección	Analiza el entorno inmediato de cada celda hasta una determinada distancia y evalúa cómo el relieve lo protege. Los valores altos de protección morfométrica corresponden a superficies convexas,	Adimensional

Variable	Nombre	Descripción	Unidad
		mientas que valores bajos a terrenos expuestos como valles o las crestas de montañas.	
H10	Índice H de Shannon	Es una medida de diversidad y uniformidad que refleja tanto el número como la equidad de valores únicos dentro de un área. Los valores de H aumentan tanto con el número de clases observadas, así como cuán uniformemente distribuidos estén.	Adimensional
DAH*	Calentamiento anisotrópico diurno	Aborda el balance de calor diurno según lo influenciado por la topografía y orientación con la que se produce el máximo excedente de calor total. Se puede adoptar la orientación del Sol después del mediodía solar(Abarca, 2010).	Adimensional
TI*	Insolación total	Radiación solar potencial entrante desde la salida a la puesta del sol para los días de las imágenes satelitales (19/02/2015 y 27/07/2015). Se deriva del modelo digital de elevación y del modelo de factor de cielo visible.	kWh / m ²
DI*	Duración de la Insolación	Horas de insolación desde la salida a la puesta del sol para los días de las imágenes satelitales (19/02/2015 y 27/07/2015). Se deriva elevación y del factor de cielo visible.	h

*No son métricas estructurales, pero se derivaron a partir del modelo de elevación digital.

3.2.2.3 Variables espectrales

Se utilizaron imágenes del satélite Landsat 8 *OLI* (USGS, 2017) el cual incorpora dos instrumentos de barrido: Operational Land Imager (*OLI*), y un sensor térmico infrarrojo llamado Thermal Infrared Sensor (*TIRS*); las imágenes obtenidas por los sensores *OLI* y *TIRS* constan de nueve bandas espectrales con una resolución espacial de 30 metros para las bandas de 1 a 7 y 9; una banda nueva (1, azul- profundo) es útil para estudios costeros y aerosoles; la banda 9 sirve para la detección de cirrus; la resolución espacial para la banda 8 (pancromática) es de 15 metros; las dos bandas térmicas 10 y 11 proporcionan temperaturas más precisas de la superficie y presentan 100 metros de resolución; el tamaño aproximado de la escena es de 170 km de norte-sur por 183 kilómetros de este a oeste, lo que representa un superficie de 106 km por 114 km (Ariza, 2013). La fila y columna de las cuatro imágenes obtenidas fue la 26 / 46 y los meses de las imágenes incluyeron diciembre de 214 y enero, febrero y marzo de 2015.

Corrección radiométrica. Los datos almacenados de la imagen Landsat 8 *OLI*, son valores o niveles digitales (ND) y no representan de manera directa ninguna variable biofísica, por lo que se convirtieron en valores de reflectancia mediante una corrección radiométrica realizada con el programa ENVI 5.1. A partir de los valores de Reflectancia obtenidos se calculó el índice de vegetación de diferencia normalizada (*NDVI*) cuyos valores cambian de acuerdo al uso de suelo, el estado fenológico de la vegetación, la humedad del suelo y el clima imperante (Chuvieco, 2008; Chuvieco et al., 2011). El *NDVI* permite estimar la cantidad, calidad y desarrollo de la vegetación, y se calcula a partir de la siguiente relación (Rouse et al., 1973):

$$NDVI = \frac{(NIR - RED)}{(NIR + RED)}$$

Ecuación 3.4. Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada

Dónde: *NDVI* = índice de vegetación de diferencia normalizada; *NIR* es la radiación reflejada en la longitud de onda de 800 nm; y *RED*, es la radiación reflejada en la longitud de onda de 670 nm.

La serie de tiempo analizada incluyó de noviembre de 2014 a agosto de 2015. Para seleccionar aquellos meses con menor confusión espectral y disponer una primera impresión del comportamiento del *NDVI* se obtuvieron los valores del índice para distintos tipos de vegetación de la región.

3.2.2.4 Reducción de variables

Debido a que la mayoría de las 49 variables predictoras estaban interrelacionadas se realizó una reducción de variables para identificar aquellas que minimizan la multicolinealidad y maximizan la correlación con la riqueza y abundancia de especies de plantas. Por consiguiente, se procedió a la aplicación de un Análisis de Componentes Principales (ACP), para así reducir la dimensionalidad (variables) con la menor pérdida de información (varianza) (Gil Martínez, 2018a). Dicho análisis se realizó por separado para las variables climáticas, topográficas y espectrales; obteniéndose representaciones gráficas para las variables así como para variables y sitios de muestreo.

En el caso de las variables espectrales y debido a que representaban una serie de tiempo mensual del 15 de noviembre del 2014 al 14 de agosto 2015 se realizó además del ACP, una gráfica de los valores promedios mensuales del *NDVI* por tipo de vegetación a fin de poder diferenciar los meses con menor confusión espectral. Un segundo análisis de componentes principales se realizó con los valores de las siete bandas de satélite del mes que presentó la menor confusión espectral.

Cada ACP se analizó junto con la matriz de correlación para identificar grupos de variables correlacionadas (**Anexo F**) y de las cuales se eligieron los predictores que maximizaron el porcentaje de desviación explicada de la riqueza y abundancia de especies. Este paso, se realizó mediante el uso de modelos lineales generalizados (*GLM*) con distribución de Poisson para estimar *S* y *N* en función de cada variable y su término cuadrático. Cuando *S* y *N* se estimaban mejor por la misma variable, se elegía dicha variable; cuando se explicaban mejor por diferentes variables ambientales, estas eran consideradas como predictores. Posteriormente, se realizó un segundo ACP con las variables predictoras seleccionadas para verificar que el procedimiento de reducción de variables resultó adecuado.

3.2.3 Estimación riqueza y abundancia de plantas vasculares

Realizada la reducción de variables climáticas y topográficas y seleccionados los meses con menor confusión espectral se emplearon los valores del *NDVI* así como los valores de las siete primeras bandas de las imágenes satelitales para la estimación de la riqueza (*S*) y abundancia (*N*) de plantas vasculares en general, para la riqueza y abundancia de plantas leñosas (*SL* y *NL*) al igual que la riqueza y abundancia de plantas suculentas (*SS* y *NS*).

Las estimaciones se realizaron a partir de modelos lineales generalizados (*GLM*) bajo el supuesto de una distribución de Poisson y una función de enlace tipo logarítmica. La selección del mejor modelo se realizó de acuerdo con el criterio de información de Akaike (*AIC*). De no obtenerse un aceptable rendimiento del modelo debido a la sobredispersión, se utilizó una distribución binomial negativa y/o una función de enlace de tipo raíz cuadrada (Zuur et al., 2009).

Para la obtención de los modelos se utilizó la técnica de *backward*, la cual parte de un modelo con todas las variables predictoras, a partir del cual se elimina aquella variable de mayor *p*-valor (estadísticamente menos significativas); el nuevo modelo ($p - 1$) se reajusta y se continúan eliminando variables hasta contar con una significancia tanto para la ordenada al origen como para las variables elegidas (Gil Martínez, 2018b; Hernández y Mazo, 2020) así como un valor de *AIC* cada vez menor. El método de selección *backward* se puede emplear, ya que el número de variables explicativas no fue mayor al número de sitios ($n = 86$); generalmente se recomienda que el tamaño muestral sea cuarenta veces mayor ($\times 40$) el número de variables independientes para tener una buena potencia de análisis (James et al., 2021). Además, se evaluó el factor de inflación de la varianza (*VIF*) de las variables de los modelos resultantes una vez finalizado el *backward*; un *VIF* inferior a 5 indica una baja correlación de un predictor con otros predictores, un valor entre 5 y 10 indica una correlación moderada, mientras que los valores de *VIF* superiores a 10 son un signo de una correlación alta, no tolerable, de los predictores del modelo (James et al., 2021) por lo que las variables cuyos $VIF \geq 10.0$ se eliminaron del análisis.

Los errores de predicción de los *GLM* filtrados se evaluaron mediante la técnica *K-fold Cross-Validation* con $k = 10$ (Canty y Ripley, 2021; Davison y Hinkley, 1997) y su distribución normal se verificó a partir de las puntuaciones normales de la desviación residual estandarizada mediante la prueba de Shapiro-Wilk (Gil Martínez, 2018a).

Para conocer las variables más importantes de cada modelo se realizó una regresión por el método de los mínimos cuadrados parciales (*Partial Least Squares regression, PLS*) la cual permite analizar el efecto que múltiples variables predictoras, relacionadas entre sí, tienen sobre una variable respuesta. En el *PLS* se tiene en cuenta la maximización de la explicación de la variable de respuesta obteniéndose tantas componentes como variables predictoras se tengan, de manera que cada una de ellas explica una secuencia menor de la variabilidad en la variable respuesta (Meyer et al., 2010). La importancia de las variables en cada componente se estableció con base en el cuadrados de los pesos (w_i^2) de acuerdo con el siguiente criterio (Carrascal, 2015):

$$w_i^2 > \frac{1}{\# \text{ de variables predictoras incluidas en el modelo}}$$

Ecuación 3.5. Cuadrado de los pesos del PLS

Para confirmar el supuesto de independencia de los errores de los *GLM*, se obtuvieron una serie de correlogramas y poder establecer la autocorrelación espacial en la riqueza y abundancia de especies. Se utilizó la *I* de Moran como índice de autocorrelación espacial para seis clases de distancia y se aplicó la corrección de Bonferroni para minimizar el riesgo de error de tipo I es decir rechazar la $H_0: I = 0$ (ausencia de autocorrelación) cuando es cierta (Legendre & Legendre, 1998). Para maximizar la similitud del número de observaciones entre las seis clases de distancia se definieron sus límites superiores en 7, 17, 25, 34, 44 y 65 km (Bivand et al., 2013; Rangel et al., 2010). Adicionalmente se obtuvo la *I* de Moran Global para los residuos de cada uno de los *GLM* obtenidos, la cual en caso de, de indicar autocorrelación espacial ($I > 0$) se aplicó un filtrado espacial de *eigenectores* de Moran útil para eliminar la autocorrelación espacial; de esta manera el nivel de autocorrelación en el modelo se minimiza, hasta que el *I* de Moran no sea significativa. Esto se realizó a partir de la librería *spdep* presente en el R (Bivand et al., 2013). La función de filtrado de vectores propios de Moran está diseñada para eliminar la autocorrelación espacial de los residuos de los *GLM* y utiliza la selección de vectores propios para alcanzar un subconjunto de dichos vectores que se agregarán para reducir la autocorrelación residual por debajo del valor alfa especificado. (Bivand y Wong, 2018).

El ajuste de los modelos obtenidos se estableció con base en el valor de la Devianza (D^2), que en cuanto menor sea, mejor será el ajuste del modelo. Por lo tanto, la D^2 se utilizó como una medida de la bondad de ajuste de cada modelo se expresa en porcentaje y se calculó con la siguiente relación:

$$D^2 = \frac{\text{Devianza modelo nulo} - \text{Devianza residual}}{\text{Devianza modelo nulo}} * 100$$

Ecuación 3.6. Estimación de la Devianza

El cociente de la *Devianza residual* entre los grados de libertad, se obtuvo tanto para los grados de libertad del modelo con ajuste por autocorrelación espacial (*gla*) así como para el modelo sin ajuste por autocorrelación (*gls*). El valor obtenido indicará una sobre dispersión del modelo si la dicho cociente es mayor que la unidad (Zuur et al., 2009); no obstante, se confirmará con el VIF del modelo ya que no siempre un valor alto de *Devianza residual* puede evidenciar un mal ajuste.

Para la representación cartográfica de los modelos de riqueza y abundancia de plantas vasculares, se procesaron en la calculadora *raster* de QGIS (QGIS.org, 2021) las variables de las ecuaciones obtenidas para estimar S, SL, SS, N, NL y NS. El mapa booleano utilizado como máscara para representar la riqueza y la abundancia en las áreas con matorral xerófilo del Valle del Mezquital, se derivó de la clasificación de la vegetación del año 2014 (ver **Capítulo 2**).

3.3 Resultados

3.3.1 Variables predictoras

Las temperaturas mensuales presentaron un gradiente térmico de 0.038 a 0.50 para las temperaturas mínimas mientras que para las temperaturas máximas el gradiente fluctuó entre 0.0046 a 0.0068. Lo anterior indica que la temperatura mínima tiene una tasa de cambio promedio de -0.46°C por cada 100 m de altitud, mientras que para la temperatura máxima la tasa es de -0.58°C por cada 100 m (**Tabla 3.4**).

Tabla 3.4. Constantes de la regresión lineal obtenidas para la estimación de la temperatura mensual.

Mínima	Γ	b	R_a^2	reg. p-valor	SW-tmin p-valor	Máxima	Γ	b	R_a^2	reg. p-valor	SW-tmax p-valor
ene	-0.0038	11.6631	0.402	1.353e-09	0.1803	ene	-0.0046	31.8716	0.5839	5.456e-15	0.3179
feb	-0.0039	12.8296	0.4455	9.194e-11	0.0632	feb	-0.0053	35.1826	0.7046	< 2.2e-16	0.5575
mar	-0.0044	15.9062	0.5056	1.568e-12	0.0814	mar	-0.0059	38.9522	0.7727	< 2.2e-16	0.8631
abr	-0.0048	18.8987	0.6073	4.558e-16	0.08348	abr	-0.0062	40.9808	0.7729	< 2.2e-16	0.7994
may	-0.0052	21.1992	0.696	< 2.2e-16	0.0924	may	-0.0066	41.7665	0.8086	< 2.2e-16	0.89
jun	-0.0052	22.2186	0.756	< 2.2e-16	0.2872	jun	-0.0065	39.7735	0.7856	< 2.2e-16	0.6851
jul	-0.0050	21.5543	0.7538	< 2.2e-16	0.2694	jul	-0.0065	38.5011	0.752	< 2.2e-16	0.4158
ago	-0.0050	21.4749	0.7585	< 2.2e-16	0.1253	ago	-0.0068	39.2124	0.7866	< 2.2e-16	0.3752
sep	-0.0050	21.2366	0.7656	< 2.2e-16	0.13	sep	-0.0062	37.0494	0.7551	< 2.2e-16	0.2945
oct	-0.0047	18.4831	0.7338	< 2.2e-16	0.5858	oct	-0.0056	35.2327	0.6858	< 2.2e-16	0.6987
nov	-0.0044	15.1309	0.568	1.321e-14	0.8272	nov	-0.0052	34.1584	0.6725	< 2.2e-16	0.9215
dic	-0.0040	12.9675	0.4503	6.752e-11	0.0933	dic	-0.0046	32.1670	0.6152	3.611e-16	0.3218

De todas las variables utilizadas en los modelos de regresión lineal múltiple se estableció que el ICtr fue la variable que mejor explicó la precipitación, definiéndose un régimen de lluvias de verano con el mes más lluvioso es agosto. Los coeficientes de determinación (r^2) fueron más altos para los meses de junio a octubre con valores por encima del 0.5. Para todos los meses las regresiones resultaron significativas con valores de $p < 0.05$ (**Tabla 3.5**).

Tabla 3.5. Ecuaciones obtenidas para la estimación de la precipitación mensual.

Mes	Ecuación de regresión múltiple	SW res p-valor	BP res p-valor	β_0	β_1	u	r^2	r_a^2	reg p-valor
ene	$\log P1 = 1.8250 - 0.0342 * ICtr$	0.2806	0.2672	2.01e-14	7.97e-05	0.1114	0.2059	0.1942	7.969e-05
feb	$\log P2 = 2.2043 - 0.0549 * ICtr$	0.09571	0.2573	5.44e-12	1.00e-05	0.1594	0.2447	0.2339	9.99e-06
mar	$\log P3 = 2.0243 - 0.0423 * ICtr$	0.4579	0.3308	<2e-16	1.45e-07	0.0994	0.3361	0.3263	1.45e-07
abr	$\log P4 = 1.8991 - 0.0205 * ICtr$	0.7329	0.6764	<2e-16	0.0018	0.0846	0.1363	0.1234	0.0018
may	$\log P5 = 2.4588 - 0.0324 * ICtr$	0.987	0.2275	<2e-16	4.62e-09	0.0567	0.4278	0.4185	4.62e-09
jun	$\log P6 = 3.5517 - 0.0683 * ICtr$	0.4897	0.2528	<2e-16	2.21e-13	0.1036	0.5492	0.5426	2.213e-13
jul	$\log P7 = 4.4615 - 0.1055 * ICtr$	0.2088	0.8613	<2e-16	<2e-16	0.0972	0.7207	0.7164	<2.2e-16
ago	$\log P8 = 4.6146 - 0.1143 * ICtr$	0.5117	0.7035	<2e-16	<2e-16	0.1086	0.7101	0.7056	<2.2e-16
sep	$\log P9 = 3.8422 - 0.0819 * ICtr$	0.1544	0.2986	<2e-16	1.28e-14	0.1007	0.5961	0.59	1.275e-14
oct	$\log P10 = 3.1364 - 0.0639 * ICtr$	0.1591	0.3862	<2e-16	6.88e-12	0.0921	0.5232	0.5158	6.876e-12
nov	$\log P11 = 2.4077 - 0.0575 * ICtr$	0.9308	0.2032	4.68e-16	1.55e-07	0.1188	0.3431	0.3331	1.546e-07
dic	$\log P12 = 2.1724 - 0.0585 * ICtr$	0.6059	0.5716	6.22e-15	3.05e-08	0.1266	0.3784	0.3688	3.054e-08

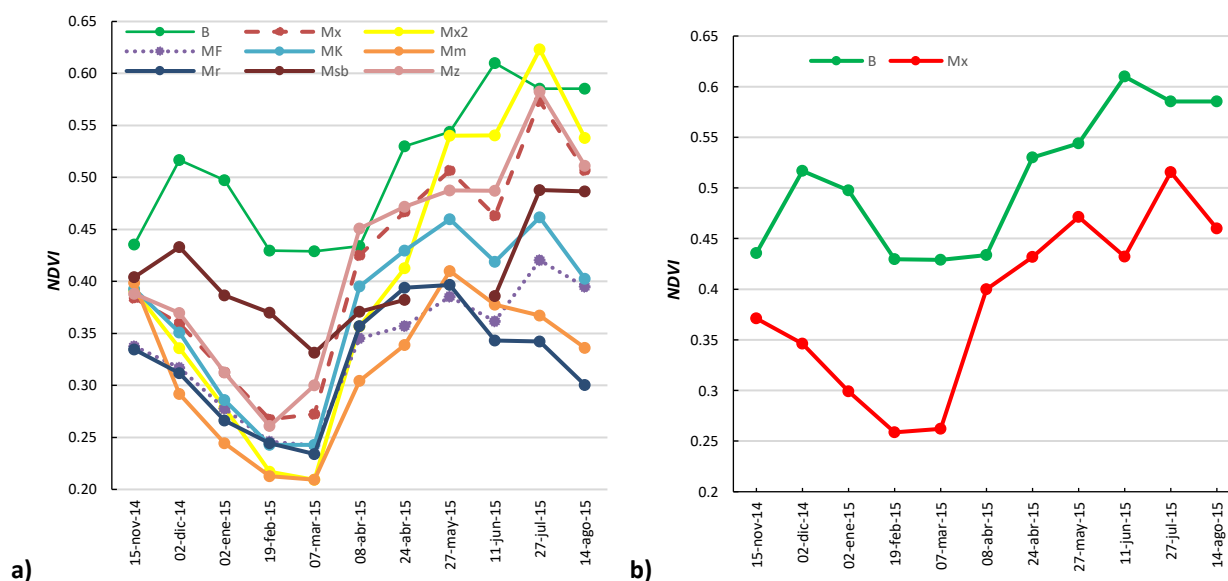
Las 19 variables definen la zonificación climática de la cuenca de manera que es posible diferenciar zonas con temperatura altas y poca precipitación al centro y norte en las que se establecen matorrales; de zonas lluviosas y de poca variación térmica en la parte suroeste y sureste en la que destacan bosques densos de pino y encino.

Espacialmente la temperatura mensual y el resto de las variables relacionadas con la temperatura muestra que las partes altas de la cuenca presentan temperaturas más bajas en comparación con la parte centro y norte (**Mapa 3.1**). La precipitación mensual y demás variables relacionadas señalan que la parte sur de la cuenca del del Valle del Mezquital es mucho más lluviosa, así como las serranías del centro, oeste y este. La precipitación mensual presentó valores superiores a los 2000 mm para las zonas en las que se establecen bosques densos de coníferas y que a su vez concuerdan con la zona de mayor altitud (**Mapa 3.2**).

Las variables topográficas permitieron reconocer y diferenciar elementos del relieve dentro de la cuenca como son las áreas de mayor captación de agua en el suelo y las zonas de mayor pendiente (**Mapa 3.3**). En este sentido, la parte central de la cuenca que es la de menor pendiente presenta valores más altos del índice de humedad topográfica (**Mapa 3.4**). En general las áreas montañosas aún presentan matorrales y/o bosques, los cuales están influenciados por la heterogeneidad del terreno cuya dirección geocológica se modifica espacialmente debido a una variación de factores como la pendiente, la posición topográfica, la curvatura y profundidad de valle. De las distintas formaciones orográficas existentes, destacan las de origen volcánico presentes en gran parte de la cuenca.

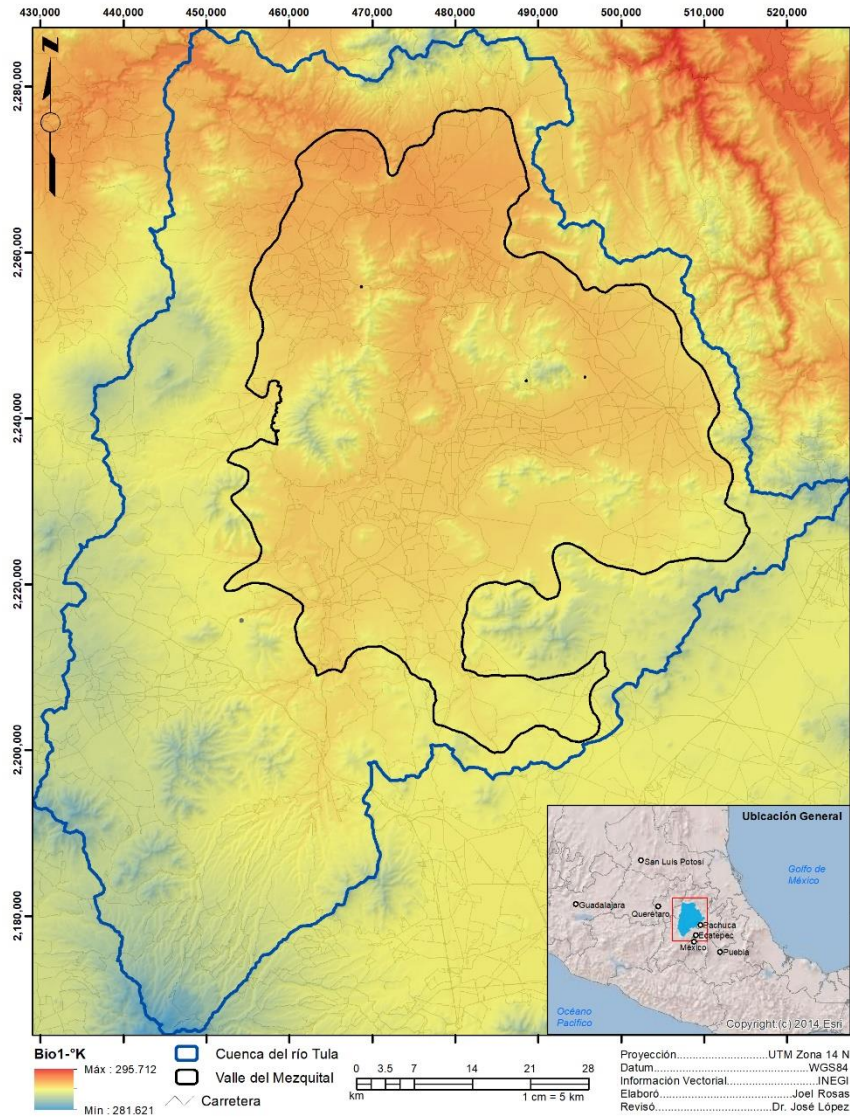
Por su parte, los modelos del *NDVI* obtenidos hicieron evidente las zonas en las que se presenta de manera constante vegetación más vigorosa, como son la parte sur de la cuenca en la cual predominan bosques de coníferas. Para la serie de tiempo del *NDVI* el contraste se presenta para el enero - febrero (**Mapa 3.5**) y julio (**Mapa 3.6**); los meses de verano muestran una menor confusión espectral entre las distintas categorías; la tendencia del *NDVI* denotó que el estado fenológico de la vegetación presta un mayor vigor a partir de abril, alcanzándose para todas las categorías valores máximos en junio – julio, meses en los que se presentan los picos de lluvias en la región. La menor confusión espectral se presentó en junio y agosto ya que cada una de las categorías presentó un valor del *NDVI* diferente (**Ilustración 3.2a**). Al considerar la tendencia por tipo de asociación entre bosque y matorral xerófilo (categoría que incluye todos los tipos de matorrales) es evidente la diferenciación, en el caso de los bosques para noviembre y diciembre se presenta un pico del *NDVI* que está asociado con la incursión de aire frío proveniente norte y en verano se evidencia la sequía intraestival para el matorral xerófilo que se refleja en la caída del *NDVI* en junio (**Ilustración 3.2b**).

Ilustración 3.2. Valores mensuales del NDVI: a) por tipo de vegetación; b) por tipo de asociación

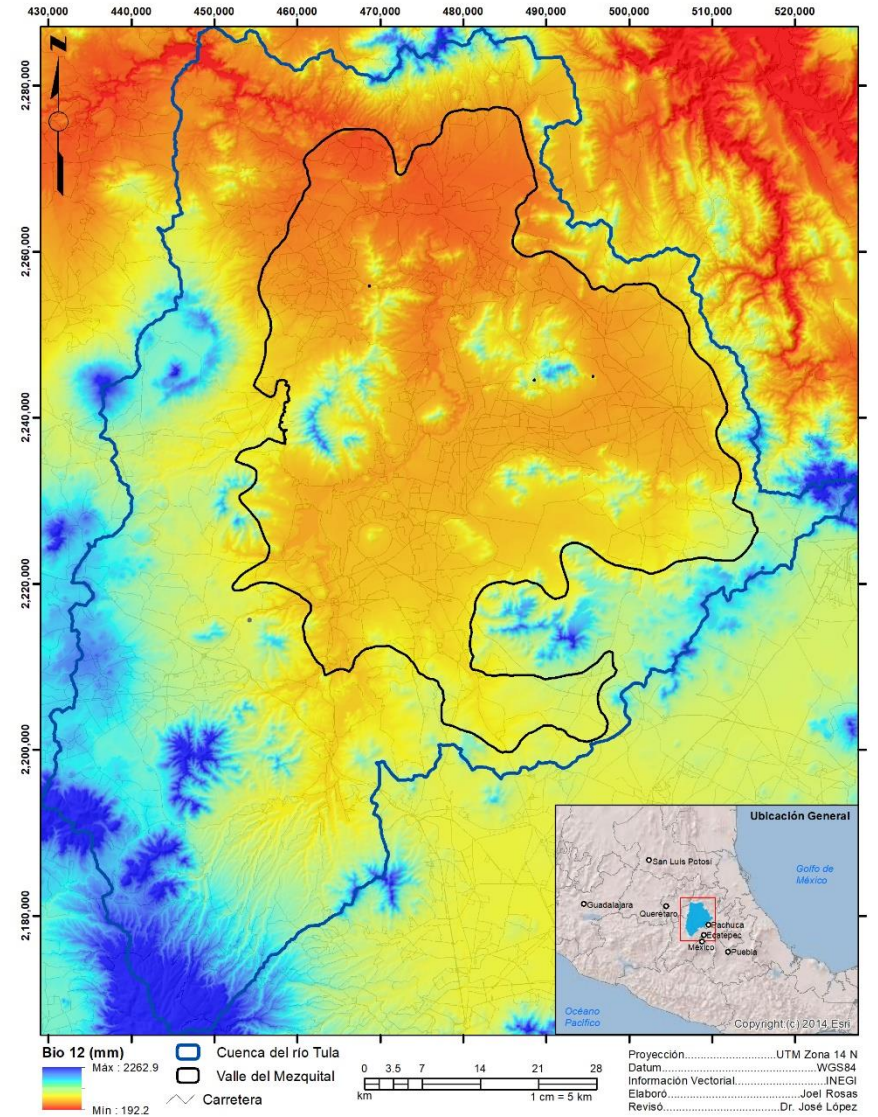


BQ: Bosque de encino; MF: Matorral de *Flourenzia*; Mr: Matorral rosetófilo; MC: Matorral crasicaule; MK: Matorral de *Karwinskia*; Msb: Matorral submontano; Mm: Matorral micrófilo; Mz: Mezquital; y Mc2: Matorral crasicaule secundario; B: Bosque y Mx: Matorral xerófilo.

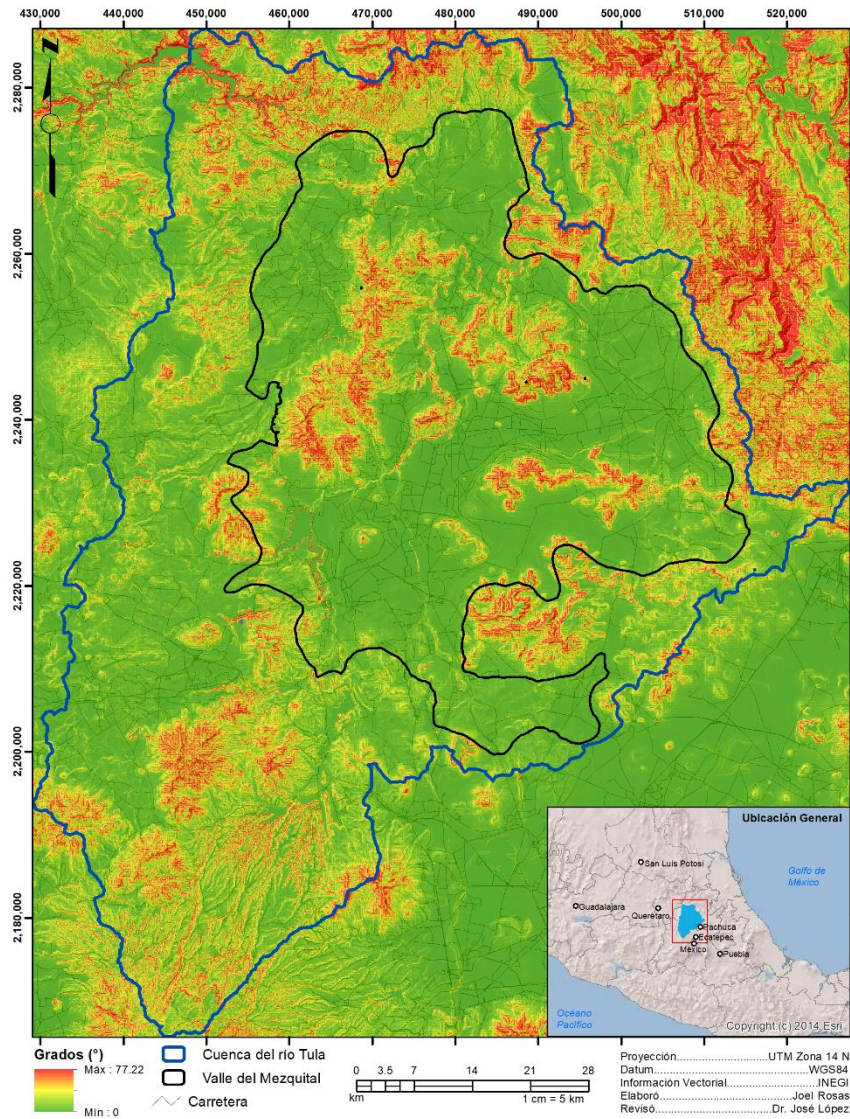
Mapa 3.1. Temperatura media mensual en la cuenca del río Moctezuma



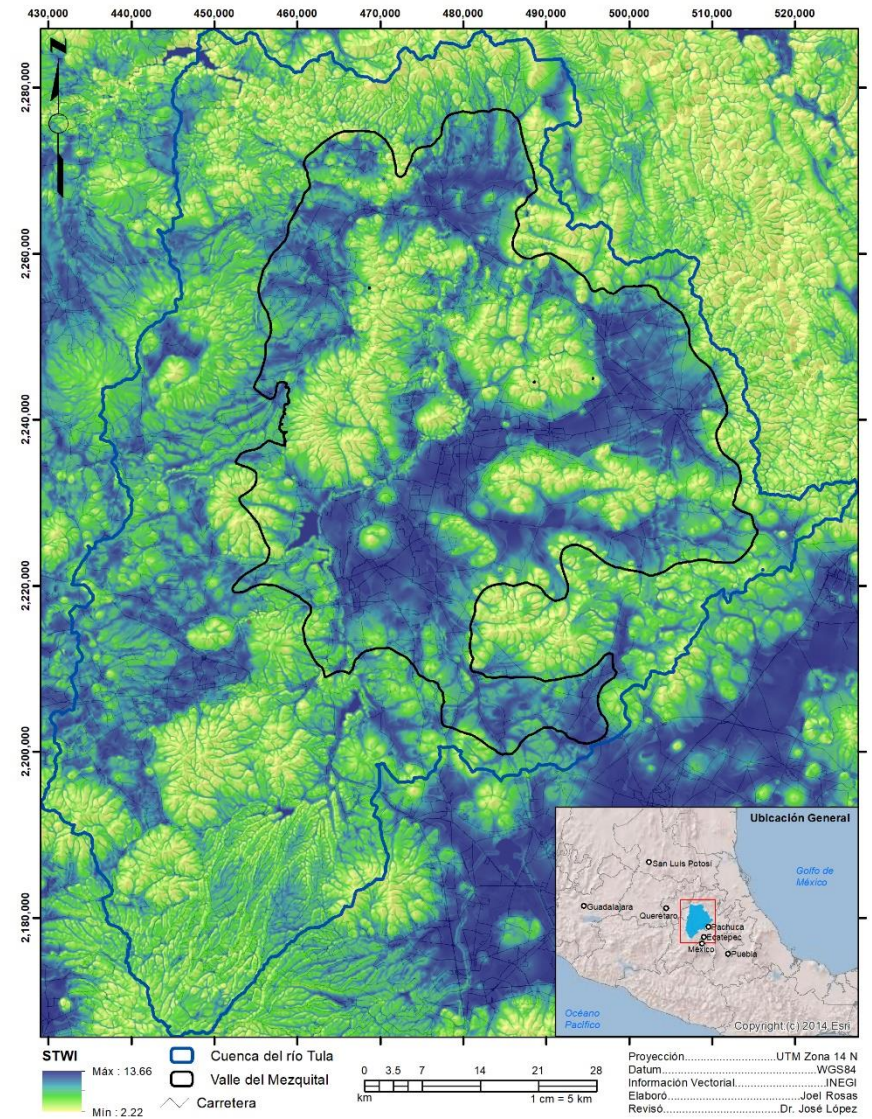
Mapa 3.2. Precipitación mensual en la cuenca del río Moctezuma



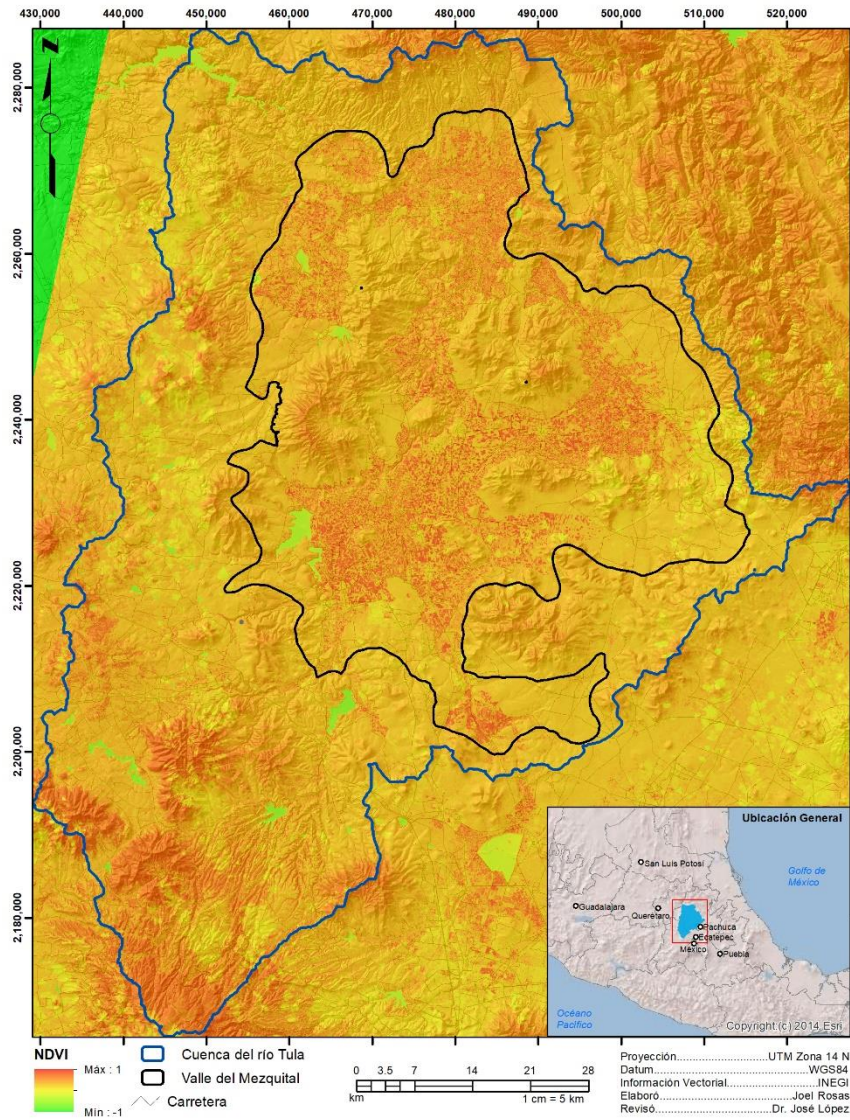
Mapa 3.3. Pendiente del terreno (grados) en cuenca del río Moctezuma.



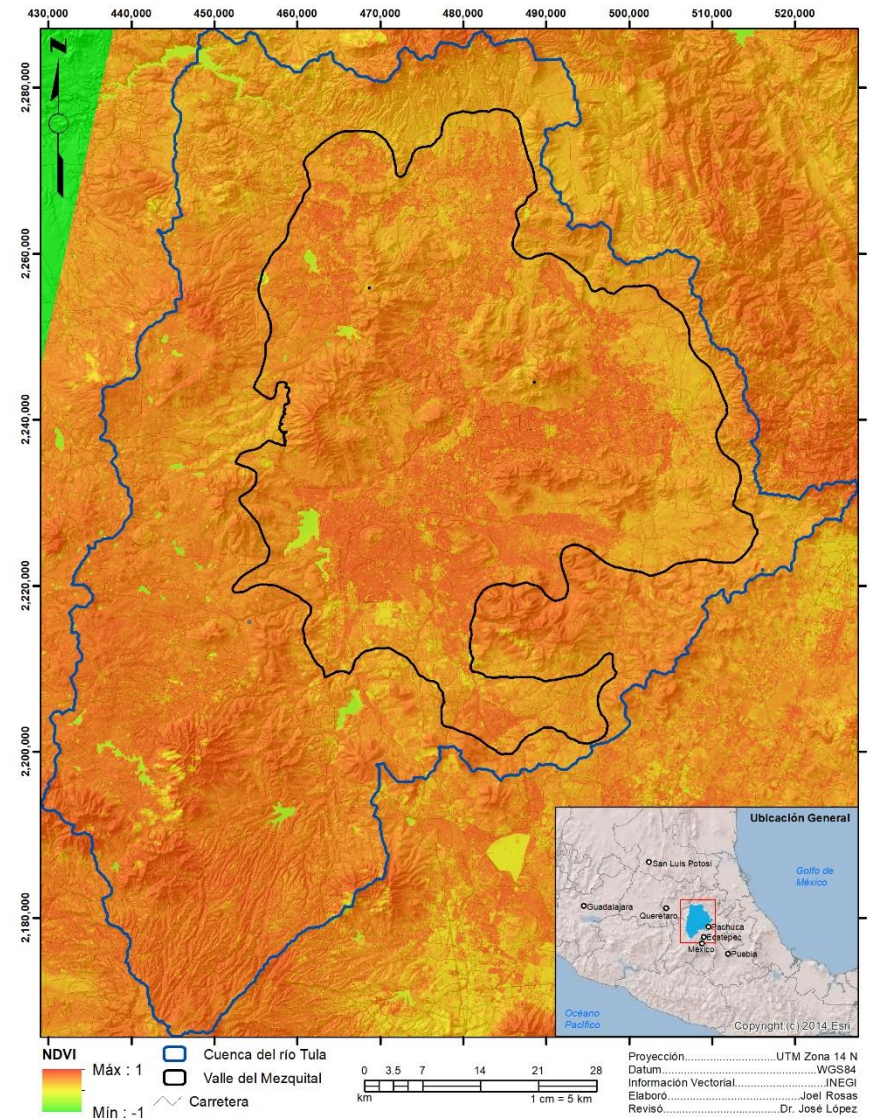
Mapa 3.4. Índice de humedad topográfica en cuenca del río Moctezuma.



Mapa 3.5. *NDVI* para el 2 de enero de 2015 en la cuenca del río Moctezuma.



Mapa 3.6. *NDVI* para el 27 de julio de 2015 en la cuenca del río Moctezuma.



3.3.2 Reducción de variables

Las gráficas obtenidas para las variables, además de indicar el porcentaje de varianza explicada por la primera (Dim1) y segunda componente (Dim2), señalan las variables que están correlacionadas positivamente (próximas entre sí) y negativamente (cuadrantes opuestos). La distancia de las variables desde el origen a la circunferencia (círculo de correlación) indicó el grado de representación de las variables y su contribución en los dos primeros componentes. Esta representación se presentó por el valor al cuadrado del coseno (\cos^2) del ángulo del triángulo formado por el punto del origen, la observación y su proyección sobre el componente; para una variable dada, la suma del \cos^2 sobre todos los componentes principales será igual a 1. Las variables posicionadas cerca del origen puede ser un indicativo de que serían necesarios más de dos componentes principales para su representación o bien que aportan poca información para explicar la varianza de los datos para cada uno de los componentes (**Ilustración 3.3 a Ilustración 3.11**).

La selección de variables climáticas identificó dos grupos uno relacionado con la temperatura y otro con la precipitación, del grupo de temperaturas sobresale la bio3 ya que se ubicó independientemente en el primer cuadrante de la gráfica del PCA (**Ilustración 3.3a**). La representación de variables por tipo de vegetación permitió diferenciar para las temperaturas a bio7 y bio8, mientras que para el grupo de la precipitación a bio13 y bio15; en adición quedó evidenciada la relación del bosque de encino (BQ) en el cuadrante (IV) de las precipitaciones y en mayor frecuencia los matorrales (Mc, MK, Mr y MF) están asociados a los cuadrantes (I y III) de las temperaturas (**Ilustración 3.3b**).

Para las variables del topográficas el primer componente explicó el 31.6% de la variación ambiental y junto con el segundo componente se alcanza el 55.4% (**Ilustración 3.4**). El Índice de Posición Topográfica, la posición relativa de la pendiente, la pendiente, la longitud de la pendiente y el índice de humedad topográfica están bien explicados por los dos primeros componentes, en adición a la profundidad de valle, el índice de protección y el calentamiento anisotrópico diurno, se consideraron como parte del grupo de variables explicativas de S y N en lo modelos GLM (**Ilustración 3.4a**). Con excepción del matorral submontano (Msb), el cual mostró relación con la profundidad del Valle (cuadrante 1), no se evidenciaron asociaciones entre variables del terreno y el tipo de vegetación (**Ilustración 3.4b**).

El PCA para el NDVI permitió diferencia los meses de la temporada de estiaje (noviembre, diciembre, enero, febrero, marzo) de los meses correspondientes a la temporada de lluvias (abril, mayo, junio, julio, agosto) con una variación ambiental explicada por los dos primeros componentes del 82.8% (**Ilustración 3.5a**). Resaltó la diferenciación del Bosque de encino, el cual presentó relación con los valores de NDVI de la temporada de estiaje (cuadrante IV); por su parte los matorrales estuvieron asociados con los meses de la temporada de lluvias (cuadrante 1) y a valores del NDVI opuestos a los meses de estiaje (cuadrante 3) (**Ilustración 3.5b**).

El análisis del PCA para el NDVI permitió establecer, con un criterio consistente, la realización nuevos PCA para enero, febrero y julio con base en sus valores de reflectancia. Los PCA de enero y febrero explicaron para sus dos primeros componentes más del 96% de la variabilidad observada (**Ilustración 3.7a e Ilustración 3.7a**) y en ambos se diferenció entre las bandas de aerosol costero y RGB de las infrarrojas (**Ilustración 3.7b e Ilustración 3.7b**). Estos meses, presentaron una menor correlación entre sus variables y por lo tanto una menor confusión espectral en comparación con lo observado en el PCA de julio, en el cual el componente 2 está asociado al Infrarrojo cercano (NIR) y el resto de las bandas quedan agrupadas a la izquierda y entre el cuadrante 2 y 3; asimismo se diferenció entre el infrarrojo de onda corto 1 y el infrarrojo de onda corta 2; la variación explicada para este mes resultó del 95.1% (**Ilustración 3.8a e Ilustración 3.8b**).

Por lo tanto, para enero, febrero y julio, las variables están representadas por los dos primeros componentes (valores de \cos^2 superiores al 0.9) y en cuanto a los grupos se tiene que en enero y febrero la mayor parte de los sitios de Mc se ubican del lado izquierdo (cuadrantes II y III) del ACP mientras que para julio se ubican del lado derecho (cuadrantes I y IV).

Ilustración 3.3. ACP de las variables climáticas: a) Gráfica de variables; b) Gráfica de variables y tipo de vegetación.

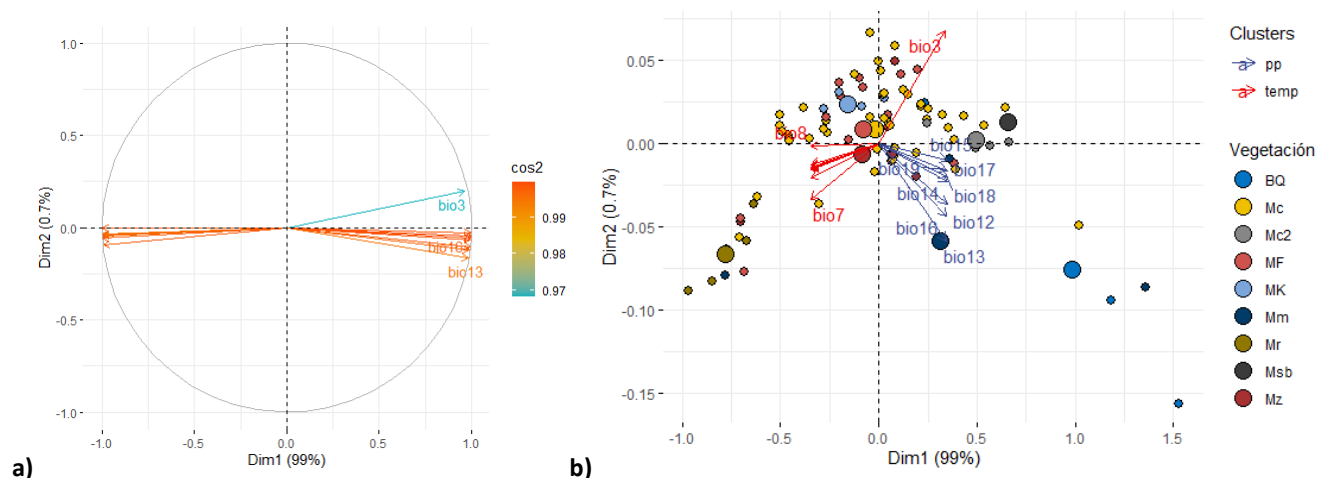


Ilustración 3.4. ACP de las variables topográficas: a) Gráfica de variables; b) Gráfica de variables y tipo de vegetación.

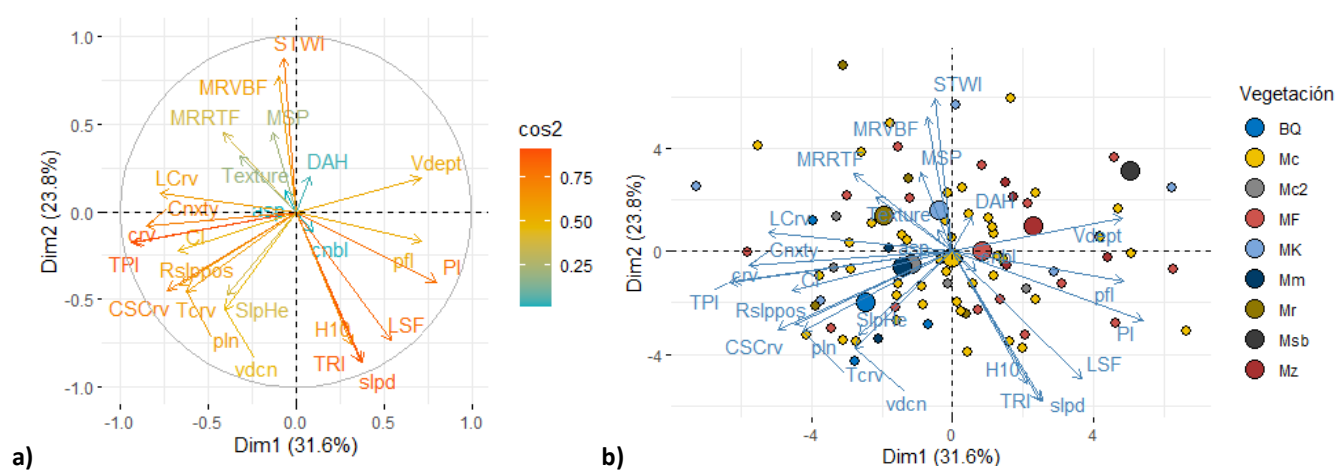
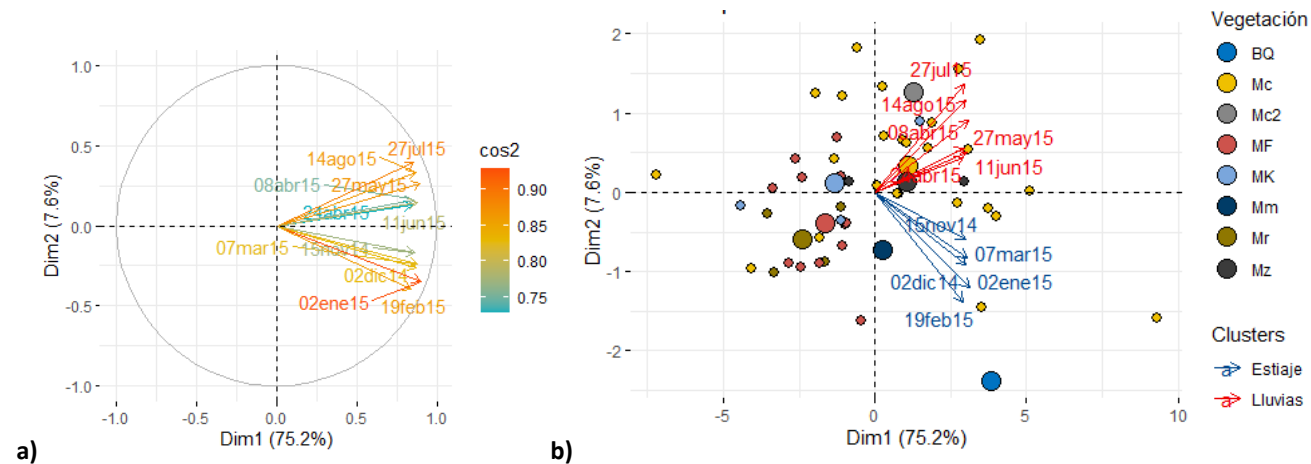


Ilustración 3.5. ACP para el NDVI: a) Gráfica de correlación de variables; b) Gráfica de variables y tipo de vegetación



BQ: Bosque de encino; MF: Matorral de *Flourenzia*; Mr: Matorral rosetófilo; Mc: Matorral crasicauce; MK: Matorral de *Karwinskia*; Msb: Matorral submontano; Mm: Matorral micrófilo; Mz: Mezquital; y Mc2: Matorral crasicauce secundario; pp: variables de precipitación; temp: variables de temperatura.

Ilustración 3.6. ACP de las variables espectrales del 02 de enero de 2015: a) Gráfica de variables; b) Gráfica de variables y tipo de vegetación.

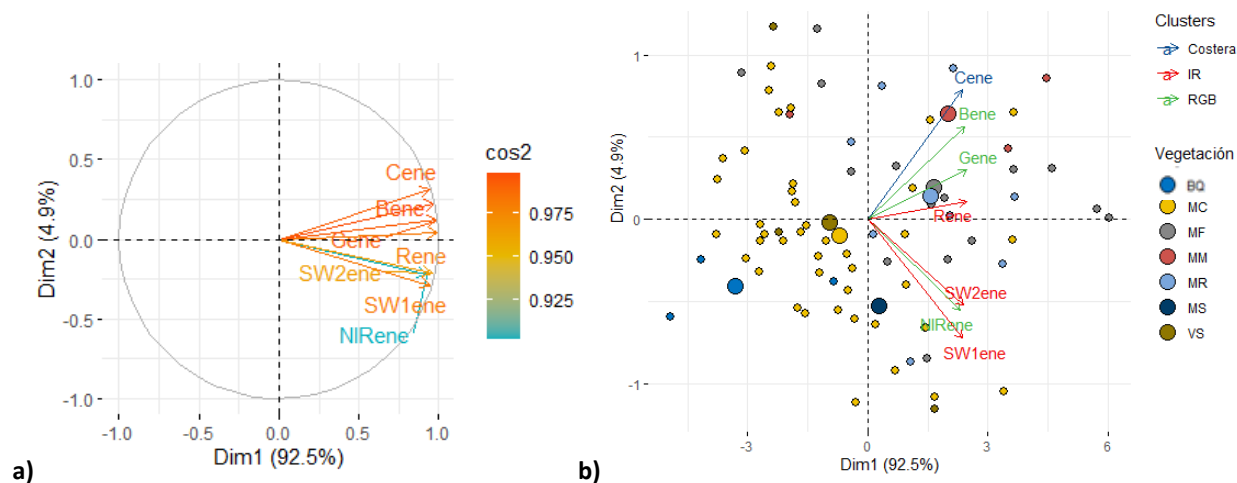


Ilustración 3.7. ACP de las variables espectrales del 19 de febrero de 2015: a) Gráfica de variables; b) Gráfica de variables y tipo de vegetación.

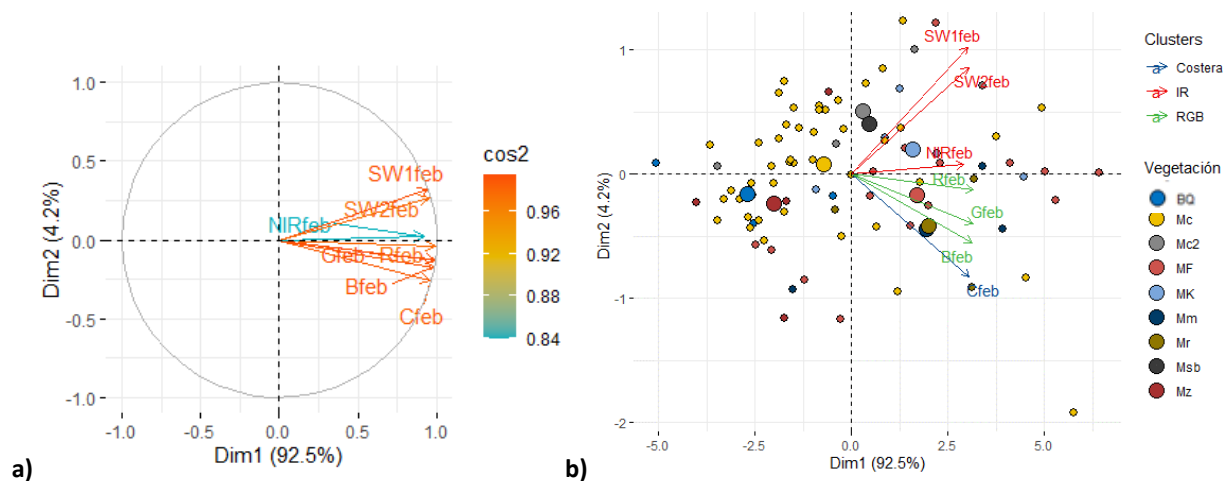
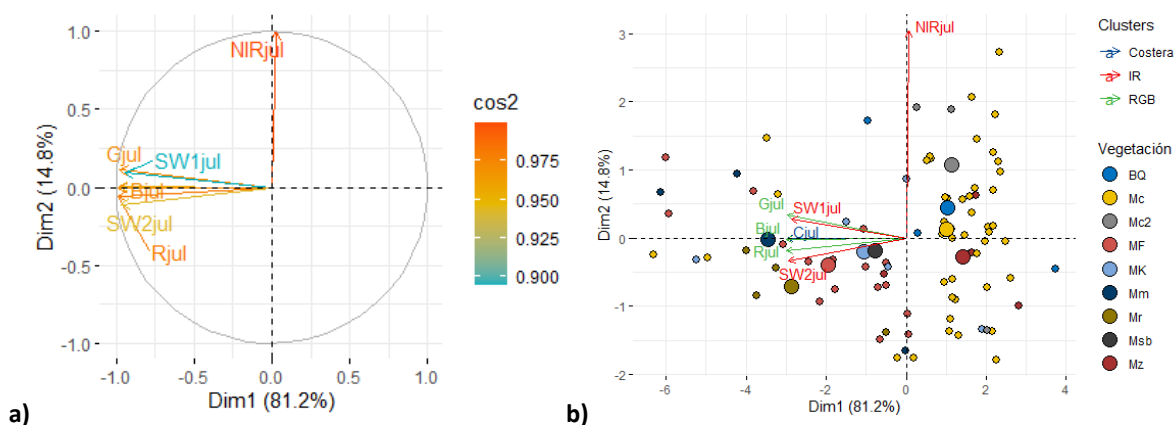


Ilustración 3.8. ACP de las variables espectrales del 27 de julio de 2015: a) Gráfica de variables; b) Gráfica de variables y tipo de vegetación.



BQ: Bosque de encino; MF: Matorral de *Flourenzia*; Mr: Matorral rosetófilo; Mc: Matorral crasicaule; MK: Matorral de *Karwinskia*; Msb: Matorral submontano; Mm: Matorral micrófilo; Mz: Mezquital; y Mc2: Matorral crasicaule secundario; Clusters: Bandas espectrales.

Ilustración 3.9. ACP para Enero: a) Gráfica de variables; b) Gráfica de variables y tipo de vegetación

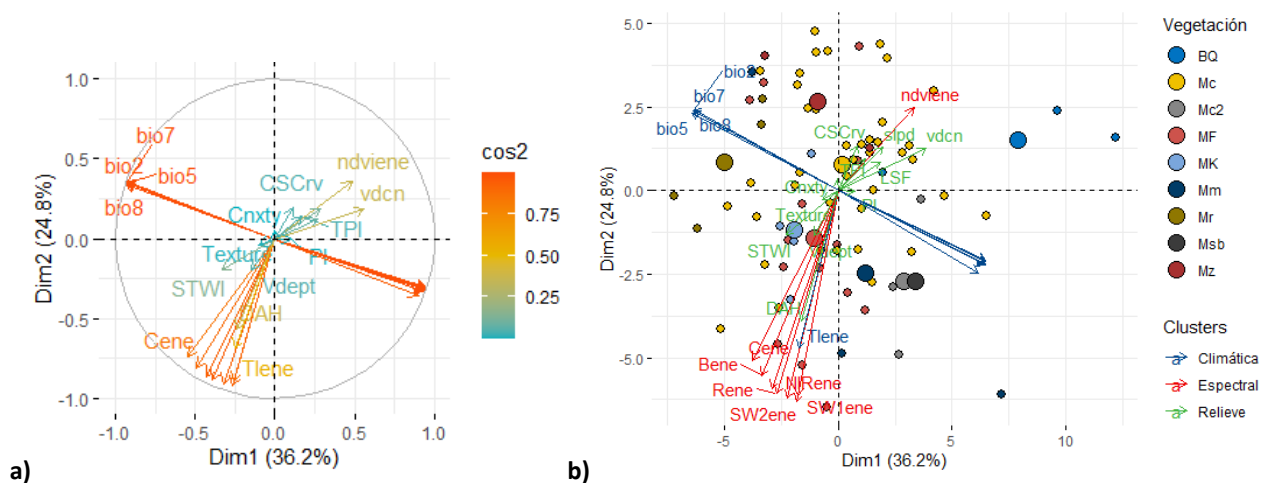


Ilustración 3.10. ACP para Febrero: a) Gráfica de variables; b) Gráfica de variables y tipo de vegetación

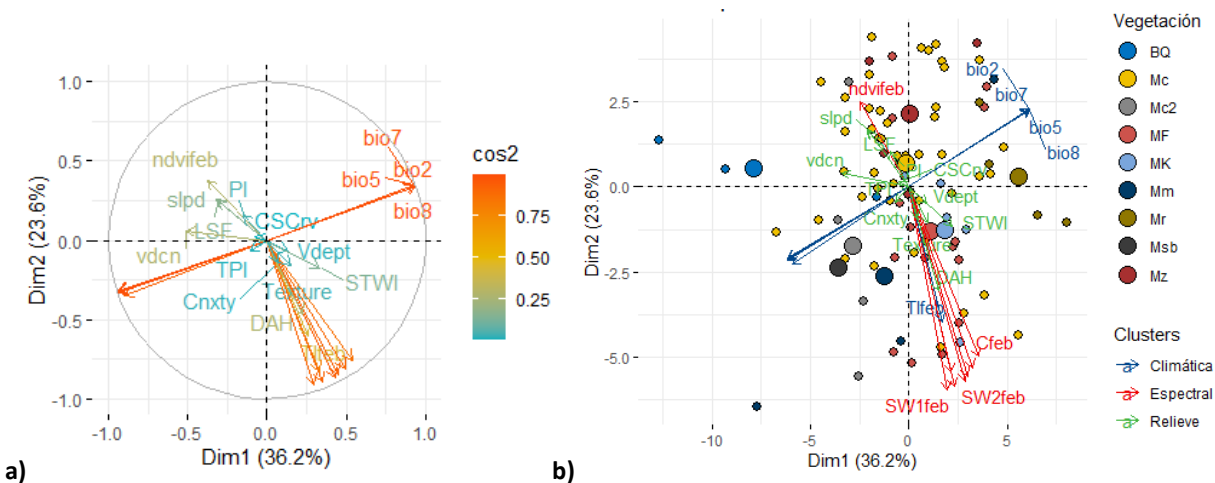
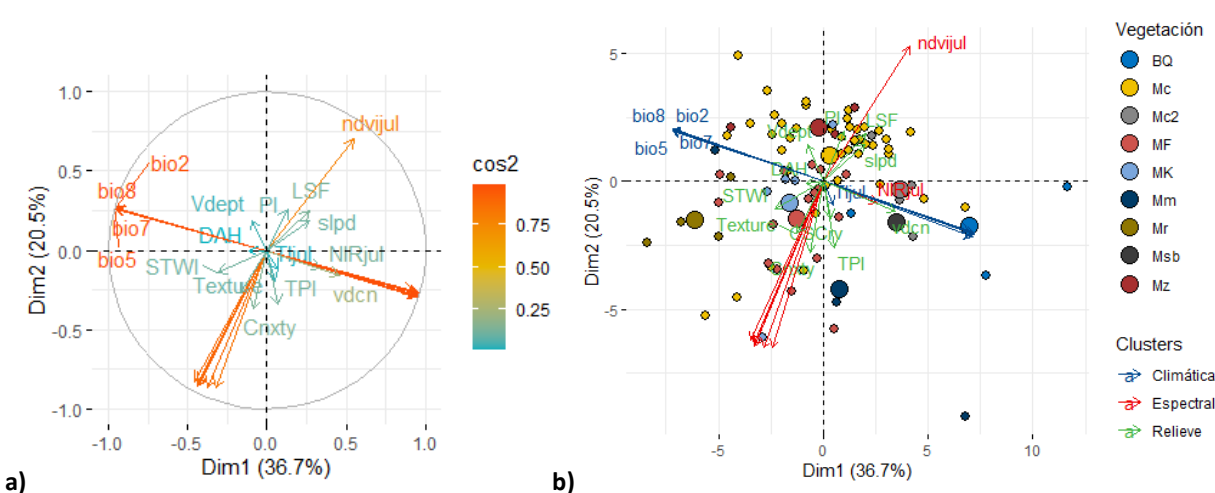


Ilustración 3.11. ACP para Julio: a) Gráfica de variables; b) Gráfica de variables y tipo de vegetación



BQ: Bosque de encino; MF: Matorral de *Flourenzia*; Mr: Matorral rosetófilo; MC: Matorral crasicale; MK: Matorral de *Karwinskia*; Msb: Matorral submontano; Mm: Matorral micrófilo; Mz: Mezquital; y Mc2: Matorral crasicale secundario; Clusters: grupos de variables seleccionadas en los ACP previos.

Identificados los grupos de variables correlacionadas así como las variables climáticas, topográficas y espectrales predictoras de la riqueza y abundancia de especies de plantas vasculares se realizó un nuevo PCA para enero, febrero y julio para verificar que el procedimiento de reducción de variables; la varianza explicada por los dos primeros componentes para los tres casos fue poco más del 55% (**Ilustración 3.9, Ilustración 3.10 e Ilustración 3.11**). El comportamiento que se presentó entre los PCA de enero y julio fue similar, ya que los grupos de variables se ubicaron en los mismos cuadrantes y contrarias en comparación con julio. Se confirma la diferenciación del Bosque de encino del resto de comunidades vegetales y su asociación con variables de precipitación, así como la asociación de los matorrales a los grupos de variables de temperatura y al *NDVI* así como un aporte menor de las variables topográficas.

Entre las 20 variables utilizadas como explicativas de la *S* y *N* destacan las climáticas y espectrales y de manera general los modelos utilizaron el índice de vegetación de diferencia normalizada (*NDVI*), la isothermalidad (*bio3*), el intervalo anual de temperatura (*bio7*), la temperatura media del trimestre más húmedo (*bio8*) y la precipitación del mes más húmedo (*bio13*) la banda de infrarrojo de onda corta (*SW1* y *SW2*), la roja, la banda de infrarrojo cercano (*NIR*), el índice de posición topográfica (*TPI*), la curvatura (*crv*), la posición relativa de la pendiente (*Rslppos*), la insolación total de julio (*ITjul*), la duración de la insolación (*Djul*) y el factor de longitud de la pendiente (*LSF*). Dichas variables se incluyeron en un primer modelo completo y fueron reduciéndose conforme se avanzaba en el método *Backward* el cual elimina las variables con el mayor p-valor.

3.3.3 Estimación riqueza y abundancia de especies de plantas vasculares

Los modelos obtenidos para la riqueza y abundancia de especies de plantas vasculares (*S*, *N*, *SL*, *NL*, *SS* y *NS*) presentaron de manera consistente un mejor ajuste (D^2 más alta) para julio que los obtenidos para febrero. Dependiendo del grupo analizado (leñosas o suculentas) y del mes en cuestión los modelos incluyeron desde una hasta ocho variables explicativas. Se observó que los modelos de febrero sobreestimaron la riqueza y abundancia y presentaron valores mayores de *AIC* al final de procedimiento de *Backward* por lo que resultan menos parsimoniosos en comparación con los modelos obtenidos con la información espectral de julio. En los modelos finales se redujo el valor del *AIC* y el cociente entre la *Devianza residual* y los grados de libertad fue inferior a 1.5; los valores *VIF* en general fueron menores a 5 indicativo de una baja correlación entre las variables utilizadas como explicativas.

Las variables más importantes en los modelos de *S*, *SL* y *SS* fueron el índice normalizado de vegetación (*NDVIjul*) la temperatura máxima del mes más cálido (*bio5*), la temperatura mínima del mes más frío (*bio6*) y la temperatura media del trimestre más húmedo (*bio8*). Estas variables presentan poca variabilidad en la región; por ejemplo, el rango del *NDVIjul* fluctúa de 0.21 a 0.73 mm, con un promedio de 0.52 y un coeficiente de variación de 22.72%. Las tres variables de temperatura presentaron coeficientes de variación menores al 1%, el valor medio de la *bio5*, *bio6* y *bio8* fue de 27.89° C, 3.63° C y 18.11° C respectivamente.

En el caso de los modelos de *N*, *NL* y *NS* se identificaron como importantes a las variables espectrales infrarrojo de onda corta 1 (*SW1jul*), infrarrojo de onda corta 2 (*SW2jul*) y el infrarrojo cercano (*NIRjul*) con valores medios de 0.1933, 0.1205 y 0.2560 W/sr/m² respectivamente. Para el modelo de *NS* el intervalo anual de temperatura (*bio7*) resultó relevante, su valor medio fue de 24.25° C y su coeficiente de variación de 1.91%. Para el modelo de *NL* se presentó como variable relevante el calentamiento anisotrópico diurno (*DAH*) mientras que para el de *N* se incorpora la longitud de la pendiente (*LSF*). Destacó la ausencia de variables relacionadas con la precipitación como explicativas de la riqueza de plantas vasculares para la región.

El filtrado por autocorrelación espacial permitió un aumento de la D^2 explicada de 33% al 40.99% y del 41.82 al 46.21% en S y N , respectivamente (**Ilustración 3.12**). La estructura de correlación exponencial para las observaciones presentó un mejor ajuste y los puntajes de *Devianza residual* estandarizada presentaron una tendencia normal, excepto para N y NL en la clase de distancia 5 (44 km), en los que se evidenció una débil autocorrelación espacial en los residuos de sus *GLM* (valores de $p > 0.01723$).

Los correlogramas de todos los modelos presentaron evidencia de autocorrelación espacial en la primera clase de distancia (lag = 7 km) para las observaciones de S , SL , SS , N , NL , NS ($p < 0.001$), con un efecto no espacial persistente en los residuos de los *GLM* ($p < 0.01$) (**Ilustración 3.13**). Los errores medios de predicción global por sitio de los *GLM* evaluados mediante la validación cruzada de $k = 10$ fueron el conjunto de plantas vasculares de 4.15 especies y 43.89 individuos, para leñosas de 3.5 especies y 29.53 individuos mientras que para suculentas 1.73 especies y 34.25 individuos por sitio de 100 m² respectivamente.

Ilustración 3.12. Gráficas de validación para los modelos lineales generalizados (GLM) con ajuste espacial. Regresión de las predicciones del *GLM* contra las observaciones de la riqueza de especies y abundancia de plantas vasculares (S y N), riqueza y abundancia de leñosas (SL y NL) así como para la riqueza y abundancia de especies de suculentas (SS y SN). Se indica la ecuación de la regresión (línea roja), junto con el porcentaje de Devianza explicada (DE).

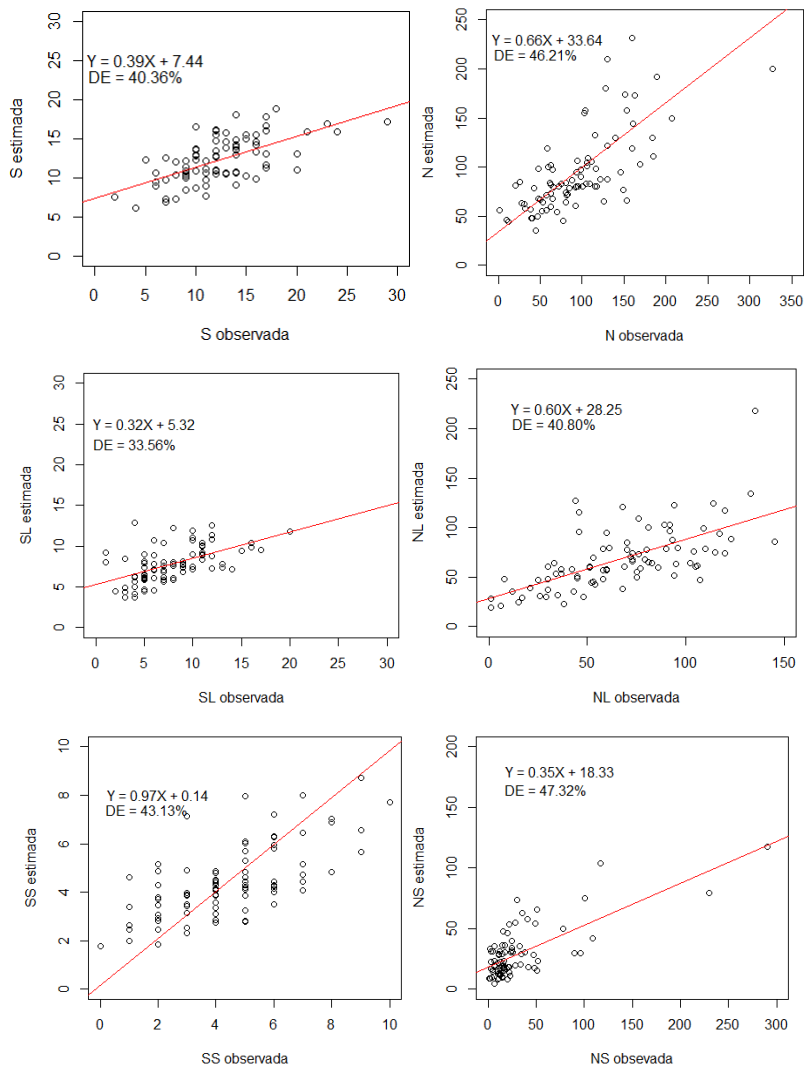
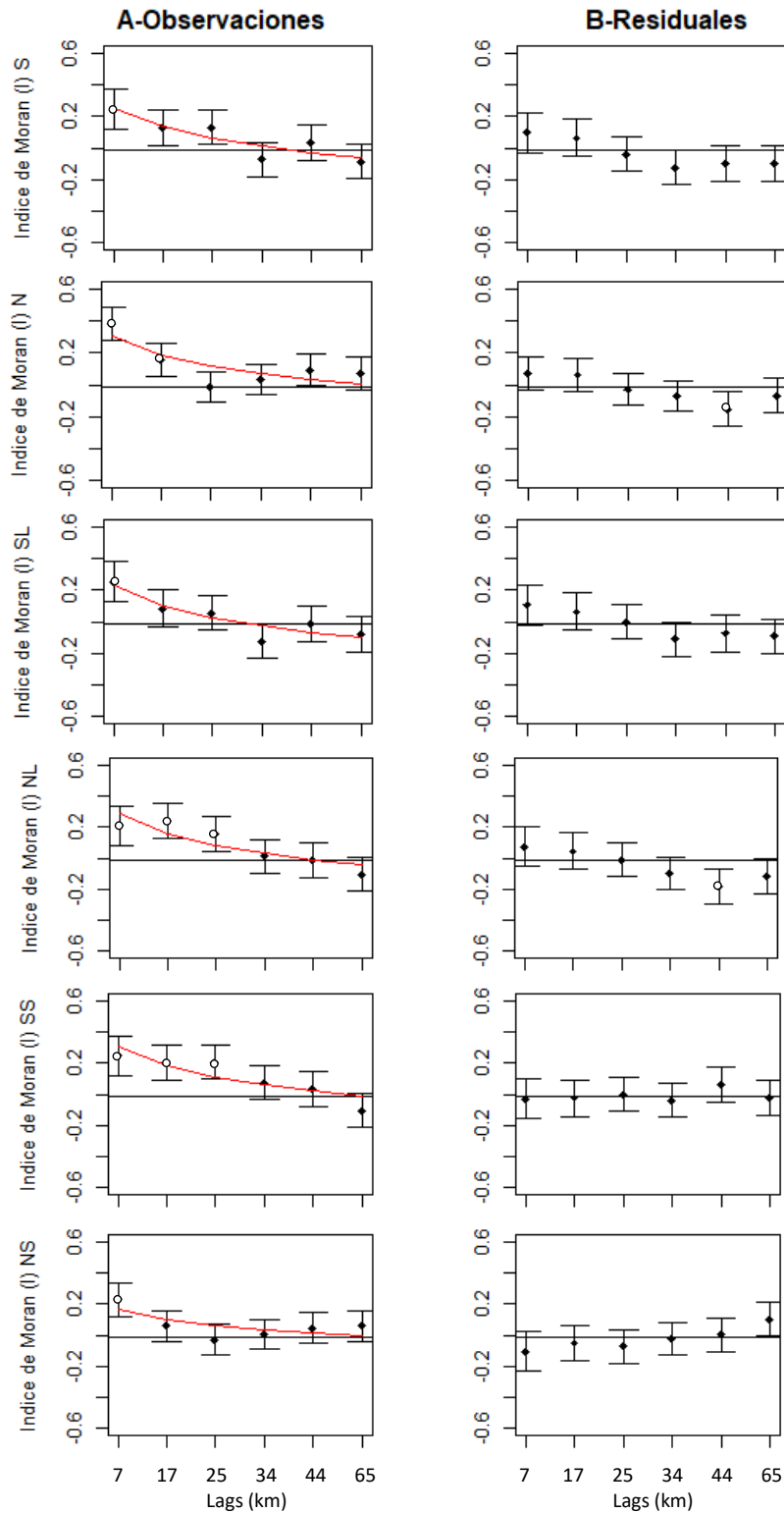


Ilustración 3.13. Correlogramas para la I de Moran en función del aumento de la distancia entre sitios (lags). (A) Autocorrelación de las observaciones de riqueza y abundancia de especies de plantas vasculares (S y N), de plantas leñosas (SL y NL) y suculentas (SS y NS). La línea continua representa la estructura espacial exponencial. (B) Autocorrelación en los residuos de los *GLM*. Las barras de error representan desviaciones estándar en el I de Moran. Los puntos blancos indican los valores I de Moran para los que se excluyó al cero del intervalo de confianza al 95% después de la corrección de Bonferroni.



3.3.3.1 Riqueza y abundancia de plantas vasculares: S y N

La riqueza (S) y abundancia (N) de plantas vasculares, así como la riqueza (SL) y abundancia (NL) de leñosas se explicó por al menos una variable de cada grupo considerado. En el caso de los modelos obtenidos para las suculentas solo se incluyeron una variable espectral y una climática. A continuación, se describen los modelos y las variables relevantes para cada caso.

De las variables utilizadas para estimar S, el modelo resultante explicó el 40.37% e incluyó tres variables espectrales (*NDVIjul*, *SW1jul* y *NIRjul*), tres asociadas con la temperatura (*bio5*, *Tijul* y *Dijul*) y dos relacionadas con el terreno (*LSF* y *TPI*) (**Ecuación 3.7**); las más relevantes de acuerdo con el análisis de *PLS* son el índice normalizado de vegetación (*NDVIjul*), el infrarrojo cercano (*NIRjul*) y la temperatura máxima del mes más cálido (*bio5*). En general, las variables que conformaron el modelo presentaron una baja multicolinealidad (**Tabla 3.6**).

$$S = e^{(\beta_0 + \beta_1 * NDVIjul + \beta_2 * SW1jul + \beta_3 * NIRjul + \beta_4 * bio5 + \beta_5 * Tijul + \beta_6 * Dijul + \beta_7 * LSF + \beta_8 * TPI)}$$

Ecuación 3.7. Modelo explicativo de S

Tabla 3.6. Resumen del modelo lineal generalizado para la estimación de S.

Familia	Poisson		I Moran Global (0.0199) para los residuales de la regresión del modelo ajustado: I ≤ 0 (p-valor = 0.4331)										Modelo
β_0	β_1	β_2	β_3	β_4	β_5	β_6	β_7	β_8	SW res	Dr/gls	D% _s	AIC ↑	ajustado
p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor		p-valor	Dr/gla	D% _a	AIC ↓	p-valor
-59.0702	3.1910	6.3099	-6.6180	0.1809	1.0378	-0.2324	0.0755	0.0874	0.9754	1.172	35.94	471.59	-0.7519
6.67e-08	1.6e-04	0.0016	0.0003	7.87e-08	0.0005	0.0067	0.0007	0.0233	0.1031	1.105	40.3669	467.43	0.0110
	β_1	β_2	β_3	β_4	β_5	β_6	β_7	β_8					
VIF	9.75	6.83	3.66	1.45	4.76	3.91	2.20	1.43					

El modelo obtenido para la estimación de la abundancia de plantas vasculares (N), incluyó una variable espectral (*SW2jul*), tres variables de temperatura (*Tijul*, *Dijul* y *bio3*) y tres relacionadas con el terreno (*TRI*, *Rslppos* y *TPI*); que en conjunto explicaron el 46.21% (**Ecuación 3.8**). En general la multicolinealidad de las variables explicativas fue baja con excepción de la insolación total (*Tijul*) la cual resultó moderada; las variables explicativas más importantes de N fueron una espectral, una climática y una topográfica correspondientes a *SW2jul*, *bio8* y *LSF* (**Tabla 3.7**).

$$N = e^{(\beta_0 + \beta_1 * SW2jul + \beta_2 * Tijul + \beta_3 * Dijul + \beta_4 * bio8 + \beta_5 * LSF + \beta_6 * Rslppos + \beta_7 * TPI)}$$

Ecuación 3.8. Modelo explicativo de N

Tabla 3.7. Resumen del modelo lineal generalizado para la estimación de N.

Familia	Binomial Negativo		I Moran Global (0.1812) para los residuales de la regresión del modelo ajustado: I ≤ 0 (p-valor = 0.0861)										Modelo
β_0	β_1	β_2	β_3	β_4	β_5	β_6	β_7	SW res	Dr/gls	D% _s	AIC ↑	ajustado	
p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	Dr/gla	D% _a	AIC ↓	p-valor	
-53.9853	6.09460	1.41717	-0.3299	0.1720	0.09963	-0.4928	0.1675	0.9847	1.88	41.82	889.6	1.2893	
0.000443	8.75e-07	0.00108	0.0135	0.0005	0.0036	0.0193	0.0184	0.4055	1.20	46.21	885.02	0.0090	
	β_1	β_2	β_3	β_4	β_5	β_6	β_7						
VIF	1.14	5.33	4.59	1.42	2.46	1.90	2.08						

3.3.3.2 Riqueza y abundancia de plantas leñosas: SL y NL

La riqueza para el grupo de leñosas (SL) se relacionó positivamente con sus variables explicativas y su modelo explicó el 33.56% e incluyó una variable espectral (NDVIjul), dos variables climáticas (Tijul) y dos variables topográficas (LSF y Tex) (Ecuación 3.9). Al igual que el modelo para S, las variables más importantes fueron el índice normalizado de vegetación (NDVIjul), a la distancia máxima de la pendiente (LSF) y la temperatura mínima del mes más frío (bio6) (Tabla 3.8).

$$SL = e^{(\beta_0 + \beta_1 * NDVIjul + \beta_2 * Tijul + \beta_3 * bio6 + \beta_4 * LSF + \beta_5 * Tex)}$$

Ecuación 3.9. Modelo explicativo de SL

Tabla 3.8. Resumen del modelo lineal generalizado para la estimación de SL.

Familia	Poisson	I Moran Global (0.1597) para los residuales de la regresión del modelo ajustado: I ≤ 0 (p-valor = 0.1129)								Modelo
β_0	β_1	β_2	β_3	β_4	β_5	SW res	Dr/gls	D% _s	AIC ↑	ajustado
p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	Dr/gla	D% _a	AIC ↓	p-valor
-40.5025	1.64262	0.66716	0.12899	0.10324	1.17192	0.98576	1.36	29.52	448.17	1.66157
0.01741	2.43e-05	0.00431	0.03066	5.50e-05	0.00280	0.4676	1.28	33.56	441.27	5.68e-05
	β_1	β_2	β_3	β_4	β_5					
VIF	1.35	1.75	1.16	1.95	1.21					

Para la abundancia de leñosas (NL) el modelo tuvo una D² del 40.80% con dos variables espectrales (SW1jul y NIRjul), tres climáticas (DIjul, bio3 y bio13) y tres topográficas (DAH, Rslppos y TPI) por lo que resultó un tanto similar al modelo de abundancia grupal (N) diferenciándose por incluir una variable espectral adicional (NIRjul). Los valores del VIF indicaron una moderada la multicolinealidad para la isothermalidad (bio3) y la precipitación del mes más húmedo (bio13) mientras que para el resto de las variables la relación fue baja (Tabla 3.9); estas variables conformaron el modelo explicativo de la abundancia de leñosas en el Valle del Mezquital (Ecuación 3.10). Las variables más importantes del modelo explicativo de NL de acuerdo con el análisis de PLS fueron SW1jul, NIRjul y DAH.

$$NL = e^{(\beta_0 + \beta_1 * SW1jul + \beta_2 * NIRjul + \beta_3 * DIjul + \beta_4 * bio3 + \beta_5 * bio13 + \beta_6 * DAH + \beta_7 * Rslppos + \beta_8 * TPI)}$$

Ecuación 3.10. Modelo explicativo de NL

Tabla 3.9. Resumen del modelo lineal generalizado para la estimación de NL.

Familia	Binomial Negativo		I Moran Global (0.2250) para los residuales de la regresión del modelo ajustado: I ≤ 0 (p-valor = 0.048)								Modelo		
β_0	β_1	β_2	β_3	β_4	β_5	β_6	β_7	β_8	SW res	Dr/gls	D% _s	AIC ↑	ajustado
p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	Dr/gla	D% _a	AIC ↓	p-valor
-74.3184	4.7642	-6.9287	-0.3798	1.2513	-0.0209	-2.3308	-0.8262	0.2573	0.993	1.25	35.22	840.89	-1.38
0.0019	0.0002	1.46e-05	5.68e-05	0.0005	0.0005	1.88e-09	0.0001	0.00027	0.9123	1.27	40.80	834.54	0.0053
	β_1	β_2	β_3	β_4	β_5	β_6	β_7	β_8					
VIF	1.15	1.18	2.09	7.75	7.78	1.82	1.77	1.89					

3.3.3.3 Riqueza y abundancia de plantas suculentas: SS y NS

En el caso del grupo de suculentas, los modelos consideraron un menor número de variables con D^2 mayores en comparación con el resto de los modelos. De tal manera, el modelo resultante para estimar la SS presentó como variables explicativas una variable espectral ($NIRjul$) y una climática ($bio8$) que en conjunto explican el 42.13%; (**Tabla 3.10**). El análisis *PLS* permitió establecer que la temperatura media del trimestre más húmedo ($bio8$) fue la variable explicativa de SS más relevante (**Ecuación 3.11**).

$$SS = e^{(\beta_0 + \beta_1 * NIRjul + \beta_2 * bio8)}$$

Ecuación 3.11. Modelo explicativo de SS

Tabla 3.10. Resumen del modelo lineal generalizado para la estimación de SS.

Familia	Poisson	<i>I</i> Moran Global (0.0018) para los residuales de la regresión del modelo ajustado: $I \leq 0$ (p-valor = 0.4694)					Modelo
β_0	β_1	β_2	SW res	<i>Dr/gls</i>	$D\%s$	<i>AIC</i> ↑	ajustado
p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	<i>Dr/gla</i>	$D\%a$	<i>AIC</i> ↓	p-valor
-61.1485	-4.0166	0.2184	0.98982	0.70	38.89	340.95	0.91309
5.14e-05	0.0196	2.03e-05	0.7448	0.66	42.12	338.93	0.0412
	β_1	β_2	β_3				
VIF	1.15	1.15	1.03				

Para el modelo referente a la abundancia de especies de plantas suculentas no fue necesario realizar un ajuste para eliminar la autocorrelación espacial debido a que la *I* de Moran Global no resultó significativa. El factor de inflación de la varianza señaló una baja correlación para las tres variables explicativas (**Tabla 3.11**). Las variables más relevantes fueron el intervalo anual de temperatura ($bio7$) y el infrarrojo cercano de julio ($NIRjul$) que junto con la banda azul ($Bjul$) definieron el modelo lineal generalizado que explicó el 47.32% la abundancia de las plantas suculentas de la región (**Ecuación 3.12**).

$$NS = e^{(\beta_0 + \beta_1 * Bjul + \beta_2 * NIRjul + \beta_3 * bio7)}$$

Ecuación 3.12. Modelo explicativo de NS

Tabla 3.11. Resumen del modelo lineal generalizado para la estimación de NS.

Familia	Binomial Negativo			<i>I</i> Moran Global (0.073) para los residuales de la regresión: $I \leq 0$ (p-valor = 0.2462)			
β_0	β_1	β_2	β_3	SW res	<i>Dr/gls</i>	$D\%$	<i>AIC</i> ↑
p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor			<i>AIC</i> ↓
-16.1805	23.3407	-5.9832	0.7663	0.9829	1.11	47.32	720.37
0.000803	4.65e-06	0.0187	6.28e-05	0.3236*			702.67
	β_1	β_2	β_3				
VIF	1.04	1.11	1.15				

3.3.3.4 Representación cartográfica de los modelos

La representación cartográfica de la S y la N , permitió identificar los patrones espaciales para las dos variables de respuesta. Los valores más altos estimados de S se obtuvieron para las serranías del oeste y al noreste del valle entre el parteaguas de la cuenca del río Tula y el límite del Valle del Mezquital, así como en ciertas secciones de la sierra del Mexe y barranca del río Tula (**Mapa 3.7**).

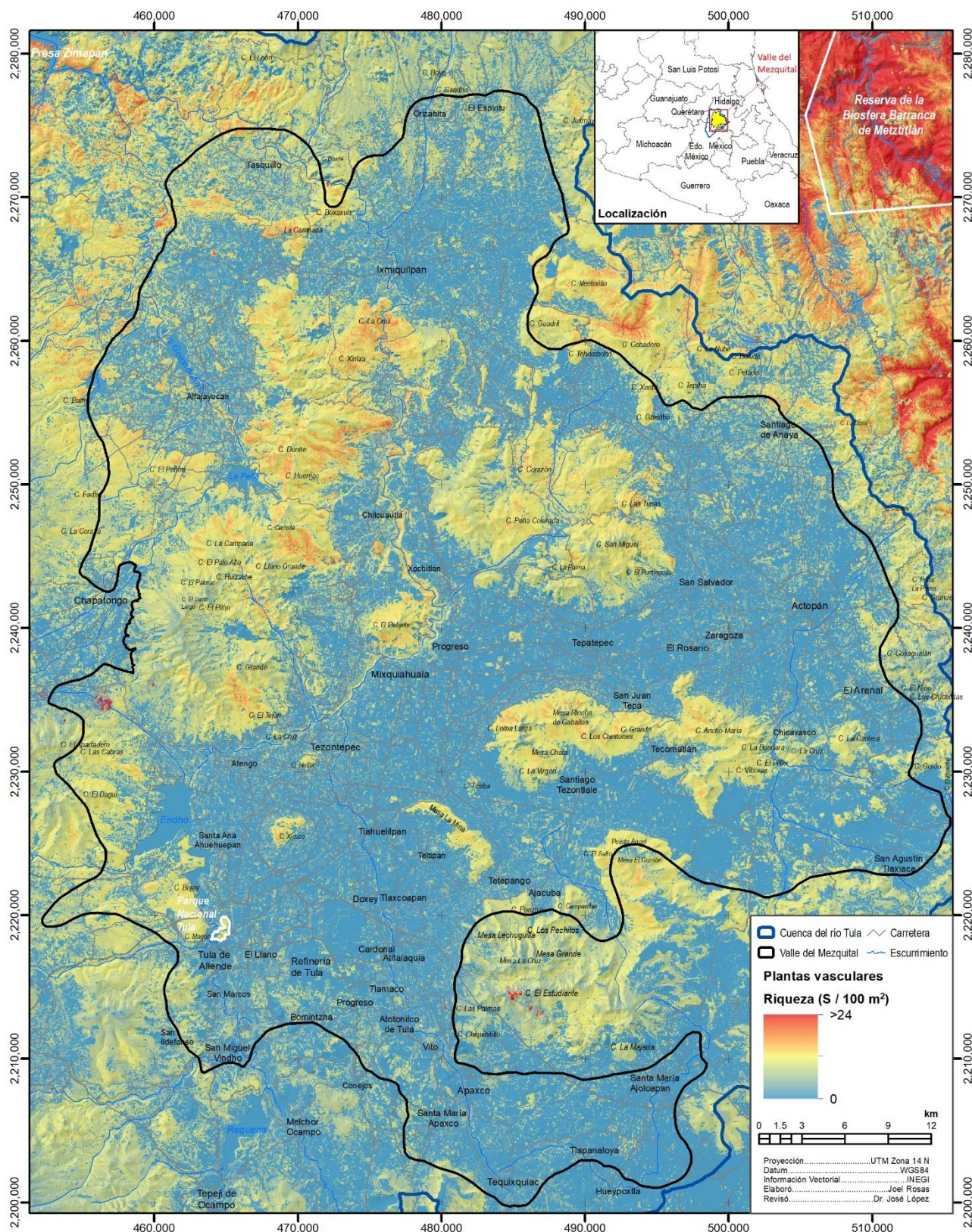
Se pronosticó que la N sería mayor en las laderas bajas del cerro San Miguel, el cerro Corazón y el cerro La Palma (ubicados en la parte central del área en estudio) así como las laderas este y oeste del cerro La Cruz ubicado al sur de Ixmiquilpan (**Mapa 3.8**). Para la S y la N se presentó un gradiente norte-sur, de modo que las áreas con más especies y mayor abundancia de plantas vasculares se ubican en el centro y en la parte norte. Para al SL se encontró que las laderas norte como del cerro San Miguel, del cerro El Elefante y de la sierra del Mexe así como las serranías occidentales y la barranca del río Tula son los sitios con mayor número riqueza de especies de leñosas (**Mapa 3.9**).

La densidad de leñosas (NL) mostró un patrón espacial parecido al de SL pero que se diferencia en que son laderas medias y bajas de orientación norte las que presenta las densidades más altas de manera particular las ubicadas en la periferia del cerro San Miguel, cerro Corazón, cerro Tehemboho y laderas al oeste del cerro Xintza (**Mapa 3.10**).

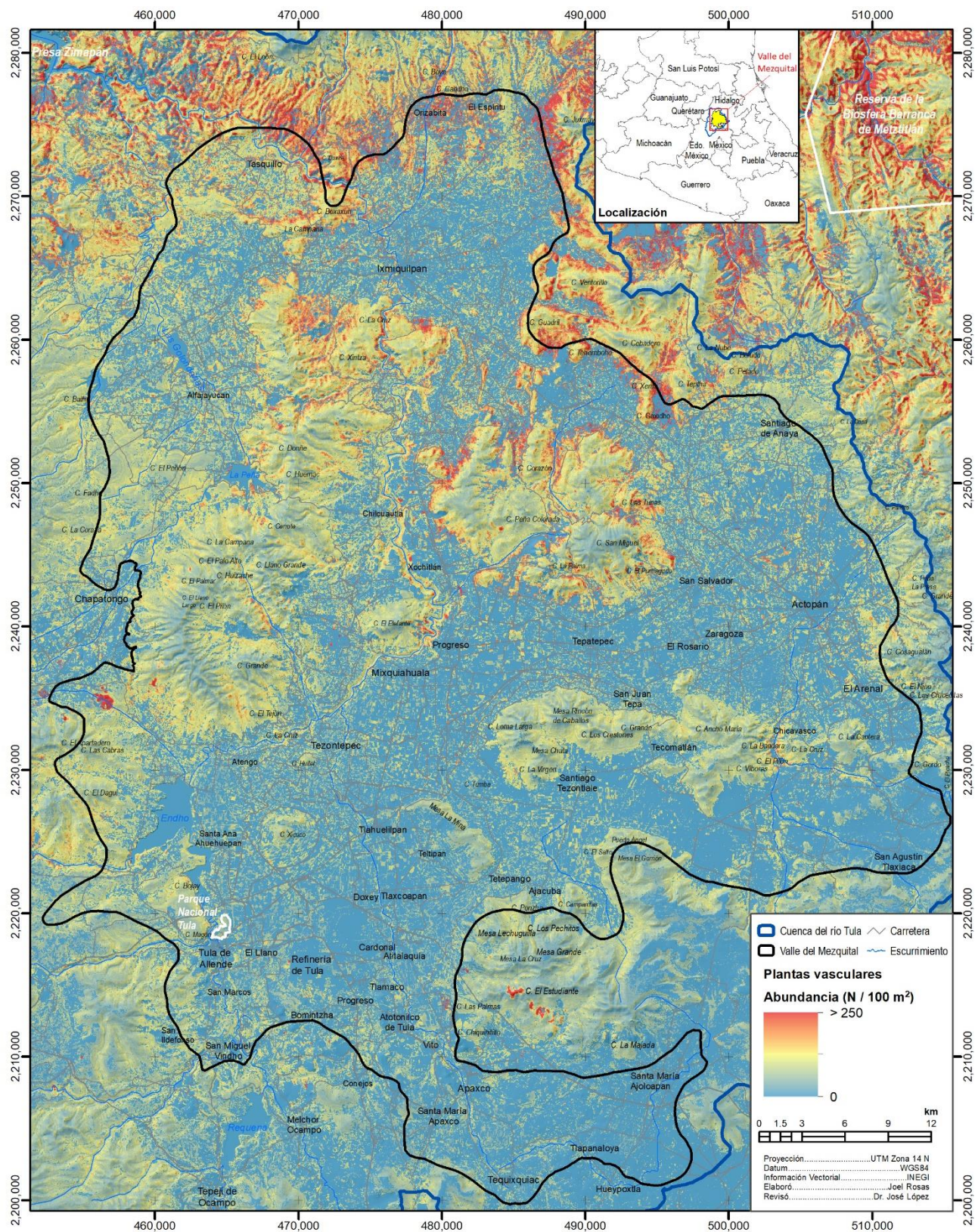
Para las suculentas el patrón fue muy claro, diferenciándose la parte norte como el área de mayor riqueza (SS) y densidad (NS) en las que se podrían encontrar más de 12 especies (**Mapa 3.11**) y densidades de superiores a los 120 individuos en 100 m² (**Mapa 3.12**) y que concuerda a su vez con la zona de mayor aridez de la región. El modelo de NS predice unas zonas con altas densidades (color rojo) al sur y oeste los cuales podrían ser falsos positivos o bien corresponderían a zonas de vegetación secundaria en las que predominan opuntias, cardones y/o agaves (**Mapa 3.12**).

Por lo tanto, resaltan como zonas de importancia ecológica a la barranca del río Tula así como a las partes medias y altas de las serranías internas y circundantes del Valle del Mezquital ya que albergan la mayor riqueza y densidad de plantas leñosas y suculentas, y de manera indirecta se predicen dos zonas importantes por fuera del área en estudio la primera es la barranca de la presa de Zimapán que se distingue por presentar matorrales xerófilos y la segunda concuerda a con el área de la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztlán la cual presenta distintos tipos de vegetación como son el bosque de coníferas, bosque de encino, bosque mesófilo de montaña, matorral xerófilo y mezquital (**Mapa 3.11**).

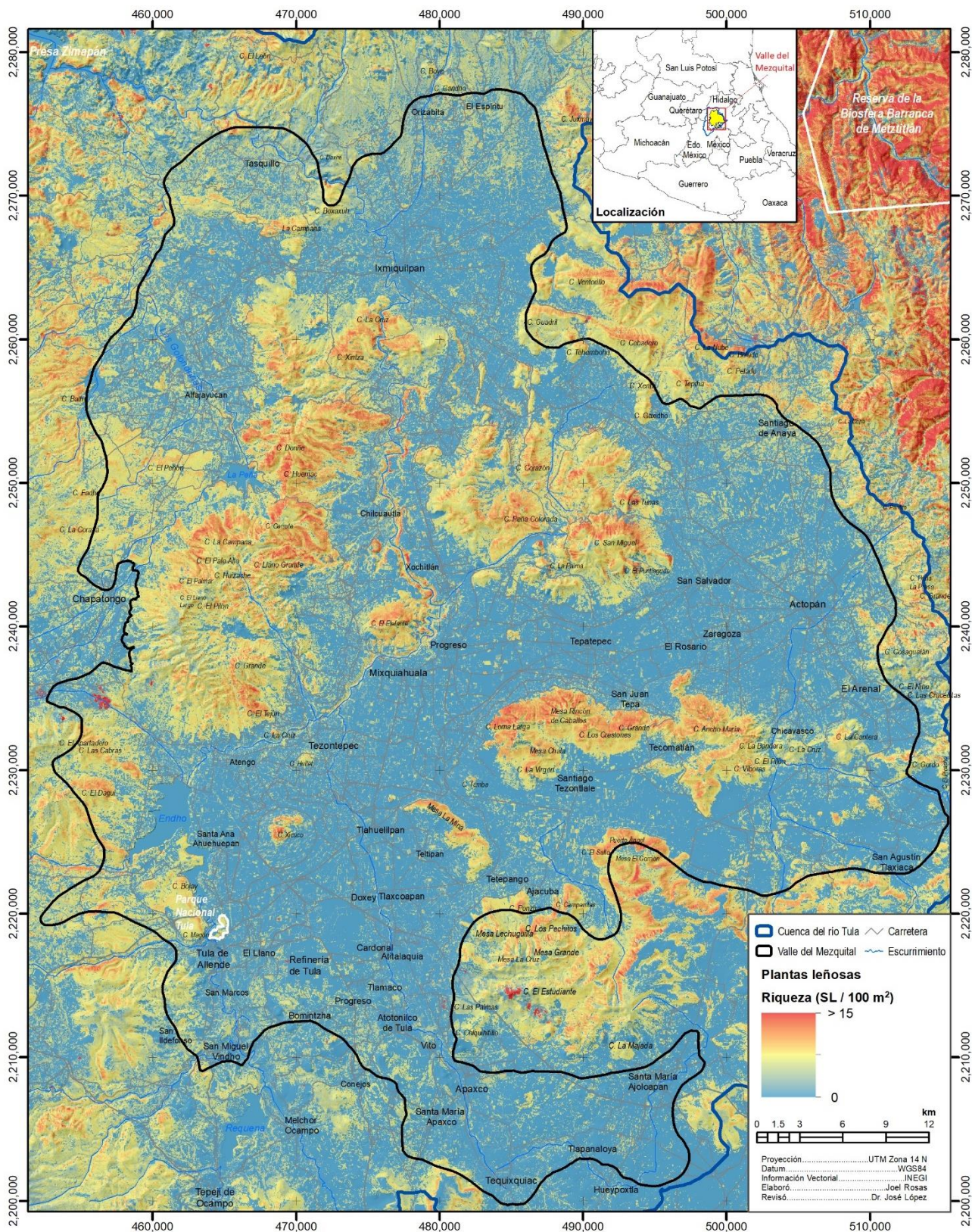
Mapa 3.7. Riqueza de especies (S/100 m²) de plantas vasculares en el Valle del Mezquital.



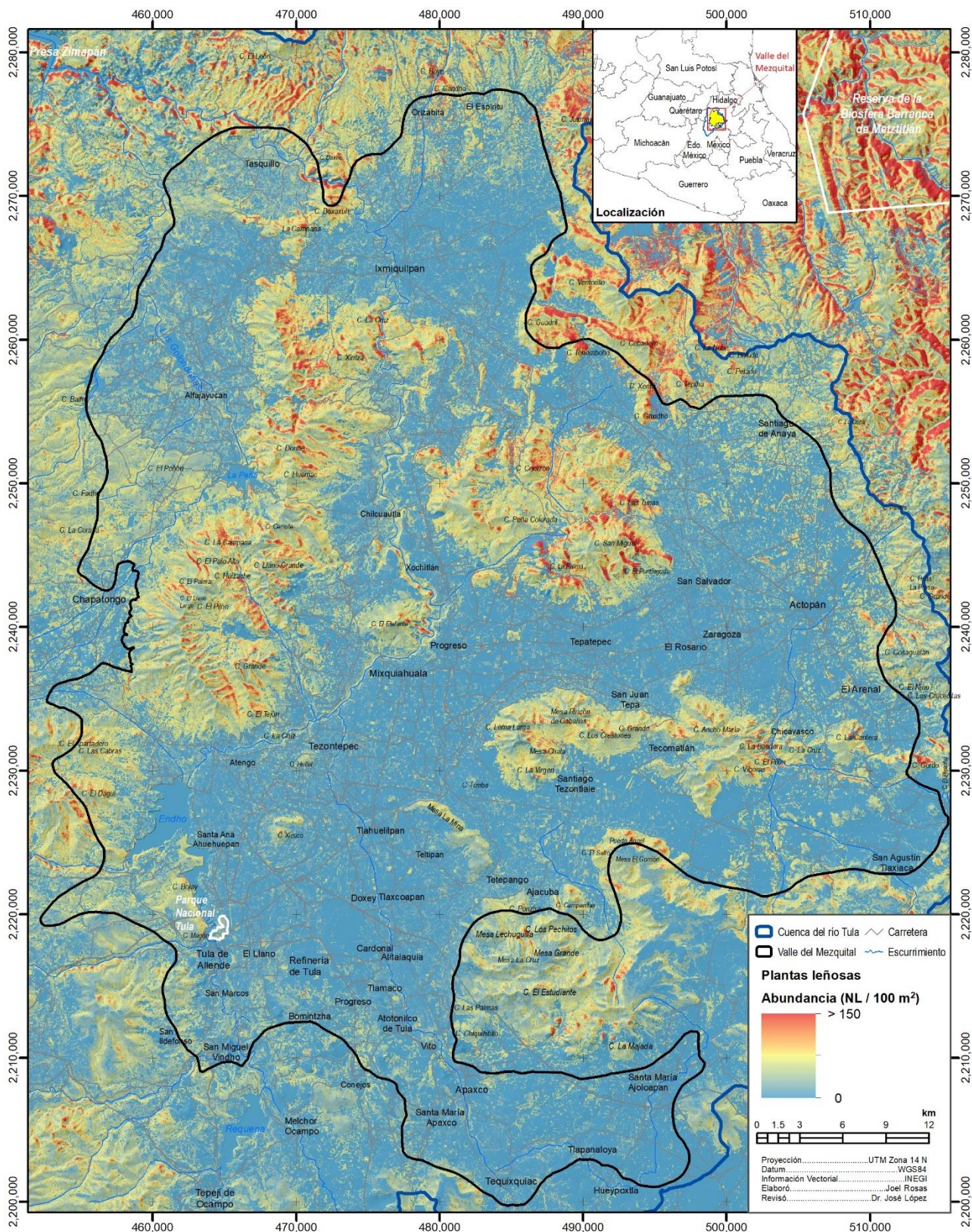
Mapa 3.8. Densidad (N/100 m²) de plantas vasculares en el Valle del Mezquital.



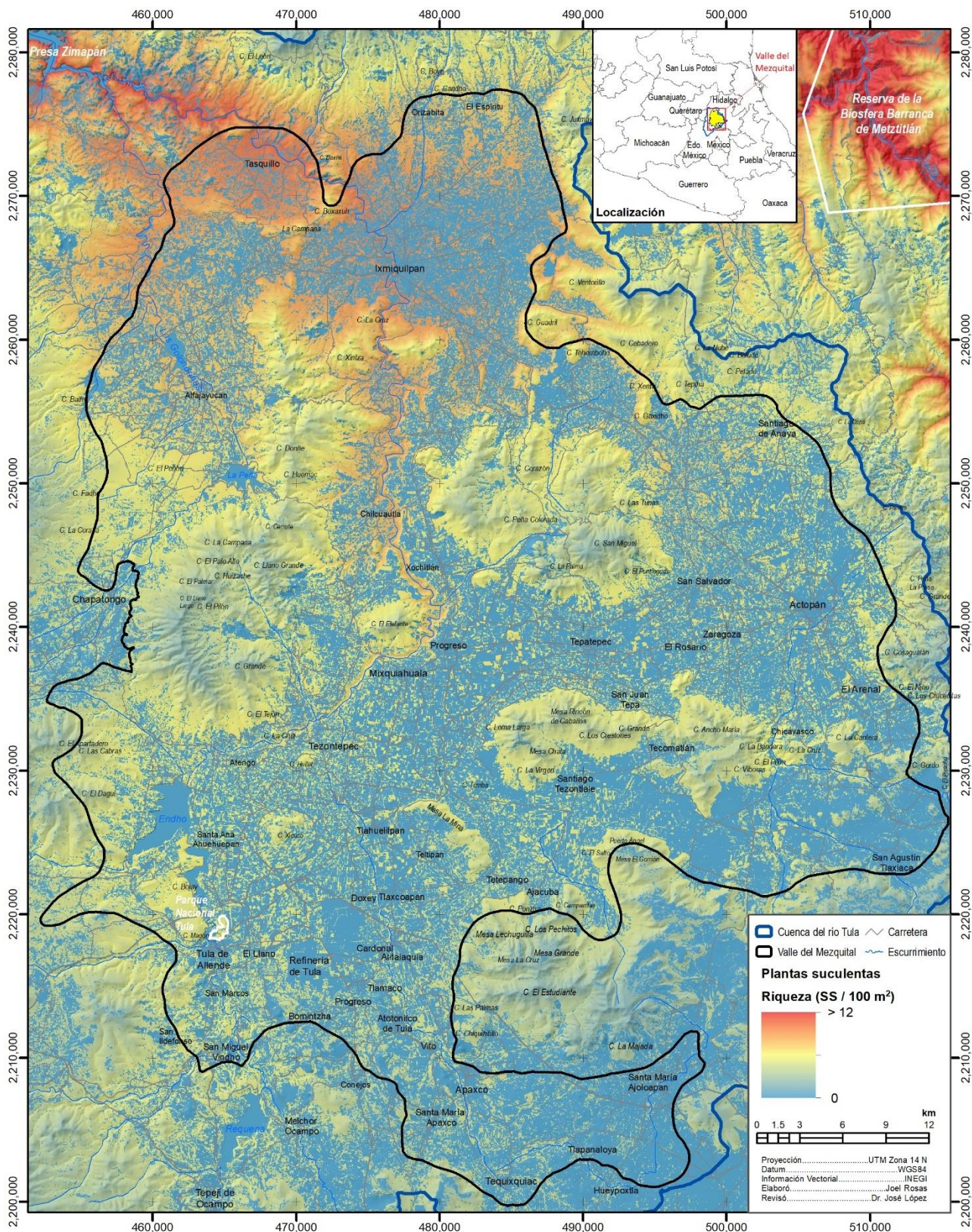
Mapa 3.9. Riqueza de especies de plantas leñosas (SL/100 m²) en el Valle del Mezquital.



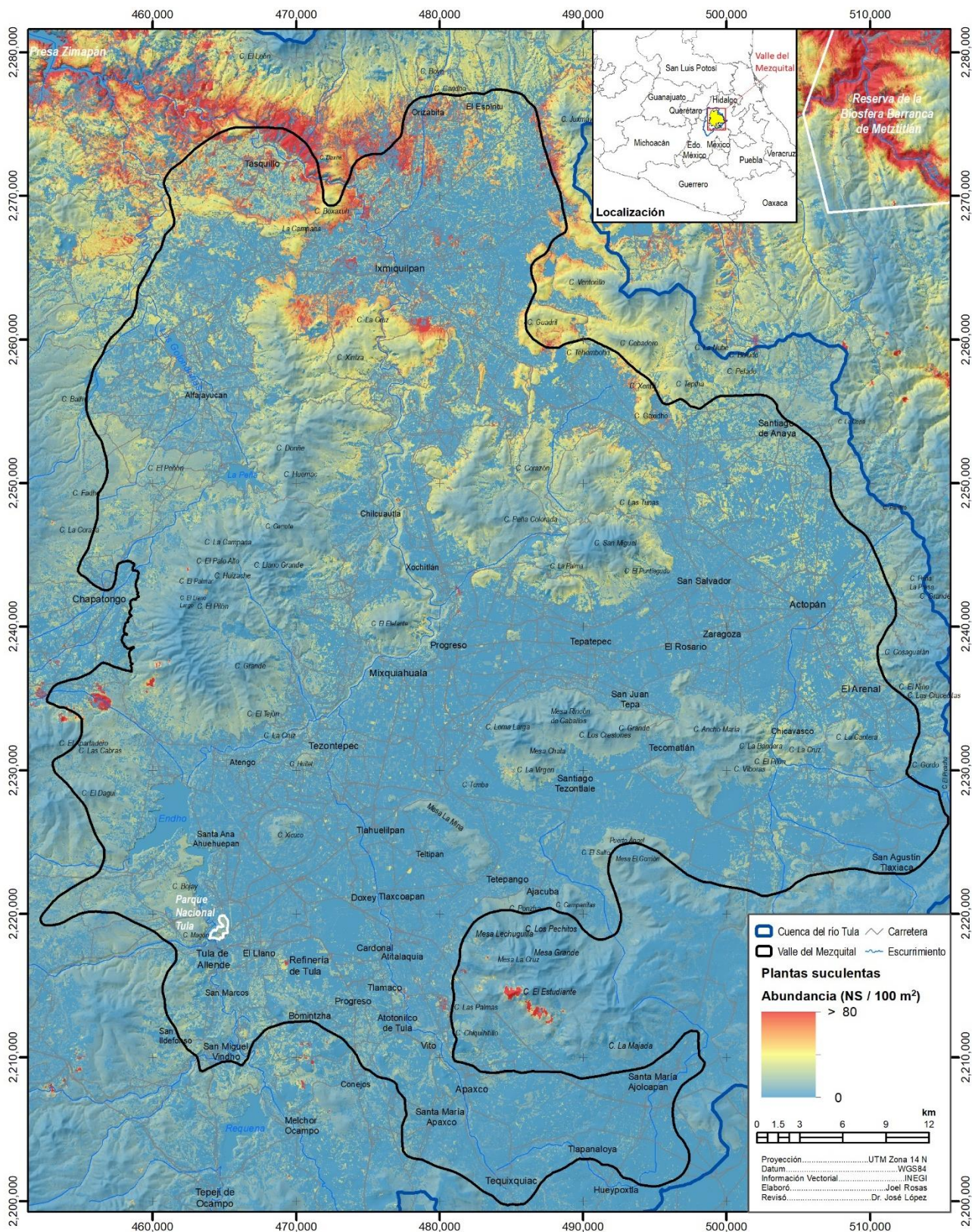
Mapa 3.10. Densidad de plantas leñosas (NL/100 m²) en el Valle del Mezquital.



Mapa 3.11. Riqueza de especies de plantas suculentas (SS/100 m²) en el Valle del Mezquital.



Mapa 3.12. Densidad de plantas suculentas (NS/100 m²) en el Valle del Mezquital.



3.4 Discusión

El avance tanto en el software para el análisis de grandes bases de datos espaciales, así como la disponibilidad de información derivada de distintas fuentes de teledetección, ha permitido la predicción de la diversidad a diferentes escalas y para distintas comunidades vegetales (Abutaha et al., 2021; Asner, 2013; Cruz-Cárdenas et al., 2013; Duro et al., 2007; Hernández-Stefanoni et al., 2012; John et al., 2008; Levin et al., 2007; López-Mata et al., 2012; Muenchow et al., 2013; Nagendra et al., 2010; Vanselow y Samimi, 2014; Waser et al., 2004). Los trabajos relacionados con la estimación de la riqueza y abundancia vegetal generalmente utilizan algunos componentes ambientales, por lo que los resultados suelen estar acotados al conjunto de variables climáticas, topográficas y espectrales disponibles (Abutaha et al., 2021). En el presente estudio se consideraron los tres grupos de variables con una resolución espacial de 30 m y permitieron reconocer las principales variables explicativas, su asociación y la existencia de gradientes ambientales.

Los modelos para evaluar S y SL tuvieron en común como variable explicativa al *NDVI* lo cual coincide con otros estudios en los que la riqueza vegetal está asociada positivamente con dicho índice (Gaitán et al., 2014; Gould, 2000; Lloret et al., 2007). El *NDVI* obtenido a partir del sensor *OLI* presenta mejor rendimiento para estimar la riqueza de especies de plantas en comparación con otros sensores (Parma y Shataee, 2013) y es generalmente regular a lo largo del tiempo e indicativo del vigor de la vegetación definido la relación agua-energía (Dean y McGwire, 2004; Mcfarland et al., 2012).

Los modelos obtenidos no consideraron variables edáficas, sin embargo la información espectral permitió reconocer características del suelo; por ejemplo arbustos como *Parthenium incanum* y *Condalia mexicana* registrados en 12 de las 86 parcelas de muestreo están asociados a suelos con alto porcentaje de arena (Gelviz-Gelvez y Hernández, 2013), lo cual concuerda con la reflectancia registrada del sensor *OLI* para la banda *NIR* cuyos valores (0.2 a 0.29) se asocian a suelos arenosos aluviales, cuya condición de poca humedad se reconoce por sus valores de reflectancia de las bandas *SW1* (0.14 a 0.26) y *SW2* (0.07 – 0.18) (Martínez-Barbáchano y Solís-Miranda, 2018). Sin embargo, la estimación de SL presentó el rendimiento más bajo ($D^2 = 33.56\%$) en comparación con el resto de los modelos de riqueza de especies, por lo que se considera que el conjunto de predictores en el caso de arbustos debe incluir propiedades del suelo como son el pH y el contenido de materia orgánica (Hageer et al., 2017) pero que no resulta tan práctico a la hora de su mapeo, por lo que se sugiere explorar la respuesta por tipo de matorral a fin de acotar la respuesta a las características específicas de reflectancia.

La utilización del *NIR* de las imágenes satelitales Landsat como un indicador *SS*, coincide con los reportado para otras regiones semiáridas para las que se menciona que es una variable que permite evaluar la riqueza y que es una fuente de información continua para el monitoreo de la biodiversidad (Samara e Silva Medeiros et al., 2019). La relación del *NIR* de julio con la *SS* nos remite por sus valores de reflectancia (0.20 – 0.35) a dos condiciones: suelos húmedos y suelos secos. Para la temporada seca (enero) los valores del *NIR* decrecen (0.09 a 0.21) lo cual concuerda con la disminución de humedad en el suelo y con la evidente senescencia de las plantas que estructuralmente se explica por el desmantelamiento de los cloroplastos (Fanello, 2016); la condición de poca humedad define que ambientes con baja reflectancia al *NIR* presentarían mayor riqueza de suculentas (relación negativa). La reflectancia empleada en los modelos de riqueza obtenidos fue similar a la reportada por otros autores para la clasificación de la vegetación y obtención de firmas espectrales partir de información del satélite Landsat TM (Martínez-Barbáchano y Solís-Miranda, 2018; Samimi y Kraus, 2004); asimismo la reflectancia del matorral xerófilo presentó un comportamiento análogo al de pastizales, es decir baja reflectancia para las bandas azul, verde y rojo con un aumento para el infrarrojo cercano y un decremento para el infrarrojo de onda corta 1 y 2 (Kokaly et al., 2017).

Este comportamiento espectral indica de manera indirecta el contenido de humedad del suelo, el cual está estrechamente ligado a su textura: los suelos arenosos, generalmente están bien drenados, por lo que presentan baja humedad y alta reflectancia; lo contrario ocurre con los suelos mal drenados (Conforti et al., 2015; Demattê et al., 2018; Philpot, 2010). Autores como Anderson y Croft (2009) y Fongaro et al. (2018) mencionan que la baja reflectancia está asociada a la

rugosidad y la materia orgánica, así como el óxido de hierro por lo que se sugiere que aspectos del suelo deben ser considerados para los matorrales xerófilos en el que los afloramientos rocosos y suelo desnudo son comunes y establecen la configuración tanto de la riqueza como de la abundancia de plantas; por ejemplo para una región semiárida brasileña se encontró que, una fertilidad del suelo baja en altitudes altas, presenta gran riqueza y diversidad vegetal; mientras suelos más fértiles se caracterizaron por el predominio de especies pioneras generalistas (Ramos et al., 2020).

Por otro lado, se sugiere que la variación espacial y especialmente geográfica de la riqueza de especies leñosas está fuertemente modulada por el clima, de modo que los patrones de riqueza de especies de plantas vasculares dependen principalmente de la disponibilidad de agua y calor (Allen et al., 2002; Field et al., 2005; O'Brien et al., 2000; Whittaker y Field, 2000; Wright, 1983), de modo que la relación riqueza-calor depende de la disponibilidad de agua y que la relación riqueza agua-depende del calor (Francis y Currie, 2003). Si bien la temperatura no es una forma de energía, a menudo se usa libremente como un sustituto de ésta, debido a que influye en la tasa de utilización de la energía química por parte de las plantas y promueve la variedad de estilos de vida energéticos de acuerdo con la hipótesis del nicho metabólico (Clarke y Gaston, 2006).

Aunado a lo anterior, la relación entre las especies leñosas y la precipitación ha mostrado que la riqueza aumenta con el incremento de la precipitación media anual a escalas pequeñas, pero que no resulta significativa dicha relación a escalas más grandes (Harrison et al., 2020); condición que concuerda con el hecho de que no se presentó variable alguna relacionada con la precipitación, que sea explicativa de S, SL y SS. Esta relación, guarda concordancia cualitativa con los patrones globales de diversidad climática (Hawkins et al., 2003; Sommer et al., 2010), y con las relaciones más débiles pero aún significativas de diversidad climática a escalas locales encontradas en algunos estudios (Field et al., 2009; Keil y Chase, 2019), de manera que patrones globales de precipitación y temperatura se relacionan con una mayor biodiversidad (Clarke y Gaston, 2006) pero que no resultan del todo explicativas a una escala local (Hageer et al., 2017), por lo que se sugiere que otros aspectos influyen en la configuración de la biodiversidad como la topografía, la cual define aspectos climáticos y edáficos más finos como son: las horas luz, la insolación diurna, la humedad del suelo, el calor latente, y que pueden ser evidenciados a través de la información espectral derivada de los sensores remotos.

La multicolinealidad observada entre las variables climáticas (con excepción de la bio3, bio7 y bio8) no debe confundirse con una fuerte correlación entre predictores, más bien debe entenderse como la asociación entre una o más variables predictoras, condicionada a las otras variables del modelo; es decir, una tercera variable no observada tiene un efecto causal en cada uno de los dos predictores asociados con el resultado (Lüdecke et al., 2021). Dicha cuestión, quedó reflejada para el subconjunto de variables climáticas, ya que su primer componente, explicó el 99% de la variación lo que se relaciona con el gradiente altitudinal y de aridez existente en la zona que se comportan de manera similar. En términos de los sitios, la diferenciación de los matorrales estuvo relacionada con la precipitación, que resultó contraria a las condiciones del bosque de encino, y por presentar una temperatura del trimestre más húmedo (bio8), un intervalo anual de temperatura (bio7) y una isothermalidad (bio3) mayores. Por su parte, las asociaciones entre los valores del *NDVI* diferenciaron los meses (temporada de lluvias) en el que las plantas alcanzan un estado fenológico de mayor vigor, caracterizado por un follaje denso y con una respuesta espectral contrastante a la observada para el resto de los meses (temporada de estiaje). Este comportamiento se relaciona con el incremento de los valores del *NDVI* y por lo tanto, con el estado de la vegetación que responde al paso de la temporada de estiaje a la temporada de lluvias, presentándose un valor un valor máximo y mínimo para julio y febrero respectivamente.

Se ha establecido que los efectos de la temperatura se incrementan ya sea por los déficits de agua o por el exceso de agua en el suelo, lo que demuestra que es necesario comprender la interacción de la temperatura y el agua (Hatfield y Prueger, 2015). En este sentido, las variables de energía para la estimación de S fueron la temperatura máxima del mes más cálido (*bio5*); en el caso de SL la temperatura mínima del mes más frío (*bio6*); y para SS correspondió a la temperatura del trimestre

más húmedo (*bio8*). Para S y SL se incluyó a la insolación total (T_{jui}) que junto con las temperaturas presentan una asociación positiva con la riqueza de especies, sin embargo para S se tiene también la insolación diaria, que está relacionada negativamente, lo cual se entiende ya que para la zona de temperaturas más altas y con mayores insolaciones la riqueza de especies es menor debido a que el ambiente se vuelve más seco, coincidiendo con lo establecido por Francis & Currie (2003) y Clarke y Gaston (2006) quienes mencionan que no existen un único mecanismo de riqueza-energía; lo cual se confirma, puesto que para el modelo de SS la *bio8* se asocia positivamente con la riqueza lo que permite diferenciar aquellas zonas de mayor temperatura pero de menor precipitación lo que promueve el establecimiento de cactáceas, grupo especialmente adaptado a condiciones de ambientes áridos (Bravo-Hollis, 1936, 1937, 1978) con suelos preferentemente de tipo Regosol calcárico que permiten un mayor drenaje (Eduardo Alanís-Rodríguez et al., 2015).

Para el desierto Chihuahuense, zona a la que pertenece el área en estudio, la riqueza de especies vegetales cambia en periodos plurianuales húmedos y secos tanto estructura como en composición de plantas, por lo que estaría relacionada con la cantidad de lluvia incidente (Peters et al., 2021). Otros estudios señalan que la variación espacial y especialmente geográfica de la riqueza de especies está fuertemente modulada por el clima (Cornwell y Grubb, 2003; Field et al., 2009; Keil y Chase, 2019; Krefl y Jetz, 2007; Willig et al., 2003). Sin embargo, a diferencia de los patrones globales bien conocidos, como la relación del clima con la riqueza de especies o la riqueza de especies de plantas a lo largo de gradientes altitudinales (Becerra, 2016; Laliberté et al., 2014; Lomolino, 2001), a escalas locales los patrones suelen estar regidos por factores como la altitud, el aspecto y la pendiente influyen en la variación geográfica de la riqueza de especies (Heydari & Mahdavi, 2009) así como otros procesos ecológicos, como interacciones bióticas, perturbaciones, e incluso los procesos históricos pueden tener fuertes influencias en la riqueza local (Cornell y Lawton, 1992; Gaston, 2000; Hubbell, 2001; Huston, 1999; Loreau, 1998; Stohlgren et al., 2005; Tilman, 1982).

Si bien la literatura menciona que la evapotranspiración potencial, el número de días húmedos por año así como la heterogeneidad topográfica y del hábitat son los predictores más importantes de la riqueza de plantas vasculares (Krefl y Jetz, 2007) y que la temperatura y precipitación mínima tienen una influencia significativa en la definición de patrones de riqueza de especies, resulta conveniente la inclusión de otras variables ambientales y no ambientales (edáficas, topográficas y antropogénicas) en los modelos a fin de entender mejor las relaciones clima-riqueza de especies a una escala más fina (Tripathi et al., 2019) ya que, por ejemplo, se ha observado que la temperatura es el factor principal que afectaba la composición de la comunidad microbiana, de modo que las bacterias son dominantes en suelos soleados, mientras que los hongos son más abundantes en los sitios sombreados (Xue et al., 2018) lo cual puede ser explicativo de la presencia de ciertos grupos y/o especies de plantas vasculares en un determinado sitio.

La topografía no resultó un factor explicativo de la SS, a diferencia de los modelos de S y SL, los cuales se diferenciaron por el TPI y la Tex; lo que confirma que la respuesta de riqueza de especies de plantas difieren mucho entre las formas de vida de éstas (Tsuji y Yumoto, 2013). Por otro lado, una mayor heterogeneidad del paisaje se asocia a una alta complejidad geomorfológica y, con ella, una mayor riqueza de especies, sin embargo, en condiciones de relativa homogeneidad geológica, geomorfológica e hidroclimática, la alta riqueza biológica de un territorio puede depender de un factor abiótico en particular (Priego-Santander et al., 2003), como pueden ser las propiedades físicas y químicas del suelo que juegan un papel determinante en la explicación de la distribución de las plantas a escala local y que a su vez afecta a escala de paisaje (Harrison et al., 2020). En este sentido destacan las relaciones reportadas para cactáceas en suelos de origen volcánico, clasificados como franco-arenosos, con bajo contenido de materia orgánica y nitrógeno, donde la mayor parte del carbono está constituido por cenizas y sobre los cuales se definen las relaciones planta-microorganismos que se establecen en la rizósfera, de acuerdo con el género y especie de la planta (Espino Armendáriz et al., 2012). Esta condición podría ser indicativo de las diferencias en la composición de suculentas dentro de los distintos tipos de matorral xerófilos presentes en el Valle del Mezquital.

Para S y SL se presentó como explicativo el *LSF*, el cual representa la distancia máxima de la pendiente que recorre el escurrimiento superficial desde el parteaguas hasta un cauce por lo que a menor distancia recorrida menor riqueza, esto por la disponibilidad de agua y por lo tanto de humedad en el suelo lo que favorece el establecimiento de las plantas. La relación suelo-humedad ha sido reportada para pastizales en los que se establece su influencia en la riqueza de especies y en los ciclos C, N y P con efectos de amortiguando ante eventos de sequía (Xu et al., 2022). Otros trabajos resaltan la importancia de la distribución espacial y temporal del agua del suelo para la riqueza de especies de plantas de zonas áridas, por lo que indican, que documentar las formas en que interactúan el clima, la vegetación y las propiedades del suelo es fundamental para comprender los patrones de biodiversidad de plantas dominadas por arbustos de latitudes medias ya que la disponibilidad de agua en el suelo influye fuertemente en la estructura y función de dichas comunidades (Hernán Celaya et al., 2015; Jordan et al., 2020).

Por lo tanto, los modelos de riqueza (S, SL y SS) están constituidos por la triada Clima-Topografía- Reflectancia (CTR) que reconocen condiciones asociadas al estado fenológico de las plantas (*NDVI* y *NIR*), fluctuación térmicas (temperatura mensual máxima y mínima) así como aspectos del terreno que proveen una mayor disponibilidad de hábitats (Bochet et al., 2009; Camargo-Ricalde et al., 2009; García et al., 1985; González Medrano, 2012; Levin et al., 2007; Markgraf et al., 2020; Rocchini et al., 2007; Santibáñez-Andrade et al., 2009; Yang et al., 2020).

La misma tríada de variables explicativas se presenta para los modelos de abundancia (N, NL y NS), pero con variantes, de manera que se incorpora la respuesta espectral de la humedad en el suelo (explicada por *SW1* y *SW2*), la biomasa vegetal (*NIR*), la fluctuación de temperatura (isotermalidad, el intervalo anual de temperatura, la temperatura del trimestre más húmedo) y la disponibilidad de agua (precipitación del mes más húmedo), en asociación con aspectos del relieve como la pendiente (*LSF* y *Rslp*), el flujo de energía (*DAH*) y la posición del terreno (*TPI*); por lo que la abundancia está en función de la disponibilidad de agua en el suelo con un fuerte contexto geomorfológico, el cual es esencial para comprender la variación en las respuestas de las plantas y la estructura de la vegetación en ambientes áridos (Hamerlynck et al., 2002).

La abundancia (N, NL y NS) en términos del infrarrojo de onda corta 1 y 2 (*SW1jul* y *SW2jul*) y el infrarrojo cercano (*NIRjul*), se explica por el hecho de que dichas bandas permiten distinguir tipos de suelo, la humedad del suelo, la humedad de la vegetación, variaciones en la vegetación y el contenido de biomasa (EOS, 2013). Por lo tanto, dichas variables espectrales permiten reconocer las áreas donde la vegetación es más vigorosa o bien la humedad del suelo es menor, lo cual estaría relacionado con lo documentado por Yang et al. (2018) quienes señalan que la cobertura vegetal y la humedad del suelo se correlacionan negativamente independientemente de la temporada del año. También se menciona que el comportamiento hídrico para la vegetación subarborescente presenta una mayor pérdida de humedad posterior a la lluvia en comparación con la vegetación arbórea y arbustiva, no obstante los sitios subarborescentes en temporada seca exhiben un mayor contenido de humedad en el suelo debido a su capacidad de retención de agua (Wang et al., 2012). En sí, la dinámica de la humedad del suelo está determinada principalmente por procesos que incluyen la infiltración, la percolación, la evaporación y la absorción de agua por las raíces de las plantas (Legates et al., 2010). Esta dinámica es registrada indirectamente por las bandas *NIR*, *SW1* y *SW2* por lo que las vuelven útiles como predictoras de la abundancia de plantas para la zona en estudio.

La interacción entre los efectos ambientales y de densidad es un aspecto particularmente importante para inferir la distribución y abundancia de especies (Dahlgren et al., 2016). Las variables de temperatura presentes en los modelos para estimar N y NS estuvieron relacionadas con la temperatura del trimestre más húmedo (*bio8*) y el intervalo anual de temperatura (*bio7*) respectivamente; en el caso de las leñosas NL el modelo final considera una variable de temperatura (*bio3*) y una de precipitación (*bio13*) las cuales mejoraron el rendimiento del modelo ($D^2 = 40.8\%$). En el caso de las temperaturas como variables explicativas de la abundancia está relacionada con la tasa de desarrollo de las plantas; por ejemplo las temperaturas cálidas y los eventos extremos de temperatura afectan la productividad de la planta y la polinización, etapa fenológica más sensible a las temperaturas extremas en todas las especies (Hatfield y Prueger, 2015). La

densidad de la vegetación aumenta con la precipitación, debido a cambios en la composición de plantas dominantes, asimismo la disminución de la cantidad de precipitación y el aumento de su variación, podrían disminuir la cobertura vegetal (Anderson y Goulden, 2011).

Para las zonas áridas, la precipitación promedio se considera importante en la biología de las plantas y la precipitación invernal es un predictor significativo de la abundancia (Ignace et al., 2018). La precipitación del mes más húmedo (bio13) representa un determinante del crecimiento foliar durante el verano, con un clima más cálido que favorece el desarrollo y vigor de las plantas leñosas cuya alometría se caracteriza por una altura corta pero un dosel grande que permite un eficiente uso del agua (Dai et al., 2020). Esta condición alométrica se presenta para las especies que conforman las dos asociaciones de matorral, el primero compuesto principalmente por *Flourenzia resinosa*, *Condalia mexicana*, *Croton dioicus* e *Isocoma veneta*; y el segundo por *Celtis pallida*, *Karwinskia humboldtiana*, *Forestiera angustifolia* y *Mimosa biuncifera*. Así mismo, se considera que la condición de la biomasa foliar sería similar al registrado para especies de matorrales del noreste de México los cuales alcanzan su máximo durante el verano (Ngangyo-Heya et al., 2017) y que concuerda con el uso de la bio13 como variable explicativa de NL.

La estimación de NS no consideró variable topográfica alguna, mientras que para NL se tuvo al calor anisotrópico diurno (DAH), a la posición relativa de la pendiente (Rslppos) y el índice de Posición Topográfica (TPI); en el caso del modelo para estimar N difirió de NL por presentar al Factor de Longitud de la Pendiente (LSF) en vez del calor anisotrópico diurno (DAH). Dichas variables topográficas definen la distribución espacial de la luz, el calor, el agua y los nutrientes del suelo, lo que da como resultado el desarrollo de condiciones microclimáticas con diferentes texturas del suelo y distribuciones de nutrientes (Coblentz y Riitters, 2004) que repercuten en la abundancia de las plantas. En sí, las variables topográficas se relacionan con la erosión, la densidad de canales y la forma de las laderas (cortas y cóncavas) que a su vez están relacionadas con la abundancia relativa de plantas xéricas, méxicas e hídricas ya que definen la variación de la humedad del suelo (Ding et al., 2018). En las montañas de zonas áridas, los cambios en la topografía constituyen un aspecto que define el gradiente de disponibilidad de agua, el factor más importante para determinar la composición y distribución de las especies (Abutaha et al., 2021; Dorji et al., 2014; Muenchow et al., 2013; Ramos et al., 2020; Vanselow y Samimi, 2014).

El modelo obtenido para la NS se basa en la banda NIRjul la cual detecta el contenido de la biomasa vegetal constituida por agaves, opuntias, yucas, bromelias, cactáceas, sotoles y crasuláceas; así como la banda Bjul que permite diferenciar el suelo de la vegetación. Los agaves (*Agave striata*, *A. lechuguilla*, *A. salmiana*, *A. albomarginata*), opuntias (*Opuntia lasiacantha*, *O. stenopetala*, *O. hyptiacantha*, *O. streptacantha*) y yucas (*Yucca filifera*) representan los grupos con mayor aporte de biomasa ya que las cactáceas generalmente presentan formas de crecimiento de tipo cilíndrica, columnar, globosa y globosa-deprimida (Vázquez-Sánchez et al., 2012) de porte menor, salvo en algunos casos en los que predominaron las formas columnares de mayor tamaño (*Myrtillocactus geometrizans* y *Lophocereus marginatus*); en los sitios en los que se establecen y son más abundantes se presentan afloramientos rocosos. La tercera variable empleada en el modelo para estimar NS correspondiente al intervalo anual de temperatura (bio7) que denota ambientes extremos secos que han definido las estrategias adaptativas de las suculentas al absorber la mayor cantidad de agua que pueden almacenar para depositarla en áreas de almacenamiento en sus raíces, hojas o tallos (Bravo-Hollis, 1978; Ward, 2008). Asimismo, la bio7 define la tasa de crecimiento y desarrollo de la planta ya que éstas dependen de la temperatura por lo que cada especie finalmente presenta un rango de temperatura específico representado por un mínimo, un máximo y un óptimo (Hatfield y Prueger, 2015).

Las áreas de mayor abundancia de suculentas en el Valle del Mezquital están relacionadas con sus pisos altitudinales, ya que reflejan un gradiente de aridez, tal como lo indican la configuración de la vegetación de sur a norte dominados por arbustos y suculentas respectivamente. Se menciona a la altitud y al suelo como los factores principales que explica la composición florística en el Valle del Mezquital (Gelviz-Gelvez y Hernández, 2013; González Quintero, 1968). Sin embargo,

el presente estudio demuestra que la inclusión de más variables ambientales proporcionan como resultado modelos más consistentes y apoyan la afirmación de que el uso de variables ambientales combinadas es más útil que emplear un solo grupo de variables como predictor de la diversidad y abundancia vegetal (Abutaha et al., 2021; Muenchow et al., 2013; Vanselow y Samimi, 2014; von Wehrden et al., 2009).

De tal manera, las comunidades se distribuyen formando un continuo que está en función de las características ambientales de cada sitio y las especies que integran los grupos ecológicos, presentan su óptimo en diferentes sitios del espacio, respondiendo a pocos factores o bien a un conjunto de factores (Oyola Vergel, 2009), condición que coincide con lo observado ya que el número de variables explicativas de los modelos obtenidos de riqueza y abundancia para las plantas leñosas fue mayor en comparación al de las plantas suculentas, las cuales por lo tanto presentan una especificidad en términos ambientales como son suelos arenosos y rocosos, un mayor intervalo anual de temperatura y un aumento de la temperatura durante el trimestre más húmedo.

Las relaciones expuestas en los párrafos precedentes concuerda con lo expuesto por otros autores (Boscutti et al., 2018; Leibold y Geddes, 2005; Silvertown, 2004; Xin Rong et al., 2009), quienes afirman que la amplitud en la tolerancia a la variación ambiental de las plantas vasculares definen los ensamblajes de riqueza y abundancia. Para la zona en estudio, se menciona que la variación ambiental está relacionada con la disponibilidad de agua, la dinámica fisicoquímica y biológica de los suelos y los incendios, en asociación con factores de presión como la extracción irracional de agua, prácticas agrícolas y ganaderas, contaminación de aguas y suelos, y la presencia de especies invasoras (Zavala-Hurtado y Jiménez, 2020). Dichas condiciones no son fáciles de representar por lo que el uso de criterios espectrales y topográficos resultan una forma indirecta de evaluar la riqueza y abundancia de plantas vasculares; por ejemplo las bandas *SW1*, *SW2* y *NIR* permiten conocer la humedad en el suelo y la vegetación, así como identificar áreas incendiadas (EOS, 2013), mientras aspectos del terreno como la pendiente y la posición topográfica son utilizados para la zonificación (Calderón et al., 2020) y determinan la conformación y profundidad del suelo (Nunes et al., 2019).

De igual forma, los patrones de riqueza y abundancia de especies están determinados principalmente por el contenido de agua del suelo, en lugar de la textura del suelo, como lo sugieren numerosos estudios para zonas áridas (Xin Rong et al., 2009). El agua es el recurso limitante clave en los ecosistemas áridos, donde su disponibilidad da forma a la diversidad vegetal, de manera que la diversidad decrece a medida que disminuye la disponibilidad de agua, así como también la diversidad de rasgos funcionales y linajes evolutivos, aunado a una especialización del hábitat de las plantas debido al suministro limitado de agua (Harrison et al., 2020).

Los tres grupos de variables utilizados como predictores de la riqueza y abundancia de plantas vasculares coincide con las reportadas para otros estudios en los que se mencionan que características del paisaje, el clima y el suelo son explicativas de estas dos propiedades emergentes de las comunidades vegetales (Abd El-Ghani et al., 2017; Aitken et al., 2007; Hageer et al., 2017; McKenzie y Halpern, 1999; Moreno-Fernández et al., 2021). Recientemente se demostró que el uso de datos topoclimáticos, por sí solos, no mejora significativamente las predicciones, lo que sugiere que se necesitan nuevas variables ecológicamente significativas basadas en mediciones de campo relacionados con parámetros del suelo como el pH, la materia orgánica, entre otros (Buri et al., 2017); además de considerar las interacciones positivas entre especies de arbustos (Tirado et al., 2015) o bien utilizar la espectroscopia de reflectancia (Neumann et al., 2016) para así intentar maximizar el rendimiento en las estimaciones de la riqueza y abundancia de plantas vasculares para la región. En adición, es muy probable, que otras covariables a incorporar en los modelos se refieran a la disponibilidad de agua, pero en una escala espacial más fina (Muenchow et al., 2013).

3.5 Conclusiones

El conjunto de datos ambientales utilizados para la estimación de especies de plantas leñosas y suculentas mostró relaciones significativas con variables espectrales, climáticas y topográficas. De manera particular, destacan los modelos obtenidos para suculentas tanto por su reducido número de variables (relacionadas con aspectos espectrales y de temperatura) como por presentar un mejor ajuste. En el caso del modelo de riqueza de leñosas, en el cual no presentó un buen rendimiento, sugiere emplear otros factores edáficos como podrían ser la textura, el pH y el contenido de materia orgánica, o bien acotar las estimaciones de riqueza por tipo de matorral xerófilo (Matorral de *Flourenzia*, Matorral crasicaule o Matorral rosetófilo).

Los modelos para estimar la riqueza de plantas incluyeron variables que denotan su estado fenológico como el *NDVI* y la temperatura (máxima del mes más cálido, mínima del mes más frío y del trimestre más húmedo) en asociación a otras que determinan su crecimiento (insolación total e insolación diaria) y establecimiento (longitud de la pendiente, posición topográfica y textura). Por su parte los predictores de la abundancia de plantas presentó variables relacionadas con la disponibilidad de agua (Infrarrojo de onda corta, precipitación del mes más húmedo), ligadas a variables que determinan el crecimiento (insolación total e insolación diaria) y las características del terreno (posición relativa de la pendiente y la posición topográfica).

Cabe destacar que la riqueza de suculentas estuvo explicada por un par de variables, la primera relacionada con el contenido de biomasa (*NIR*) y la segunda con su crecimiento (temperatura media del trimestre más húmedo); mientras que la abundancia quedó explicada por información espectral que permite distinguir entre el suelo de la vegetación (banda azul) y el contenido de biomasa (*NIR*) así como el intervalo anual de temperatura lo que concuerdan con ambientes pedregosos de baja densidad de leñosas, en donde el suelo contribuye en mayor medida a los valores de reflectancia y cuya fluctuación de temperatura es mayor.

Los resultados obtenidos, contribuyen en la comprensión de los patrones de distribución de la riqueza y abundancia de plantas vasculares en las zonas áridas. En este sentido, la riqueza y abundancia de especies en el Valle del Mezquital presentó un gradiente norte - sur que se relaciona con el predominio de actividades antrópicas; de manera que la parte sur, que se encuentra más urbanizada e industrializada presenta menor riqueza y abundancia, mientras que la parte norte menos urbanizada e industrializada mostró una mayor riqueza y abundancia de plantas. Por lo tanto, consideramos que la estimación de la riqueza y abundancia reportados en este estudio son robustos, ya que se basan en múltiples parámetros ambientales de detección remota y de datos de observación directa en el terreno.

El mapeo de la riqueza y abundancia de especies de plantas vasculares puede respaldar un plan de conservación estratégico y de manejo de la vegetación para la región del Valle del Mezquital, además de contribuir con argumentos para el entendimiento de la configuración de la biodiversidad en las zonas áridas.

El empleo de la información espectral de la temporada de verano en conjunto con ciertas variables climáticas y topográficas, resultan útiles para estimar la riqueza y abundancia de plantas vasculares, por lo que se confirma la hipótesis de la variación espectral, así como la hipótesis de la heterogeneidad ambiental; debido a que el cambio en la reflectancia denota la condición del follaje, el cual a su vez representa la diferenciación de hábitats de las especies leñosas y/o suculentas que conforman las distintas comunidades vegetales de la región.

Por lo tanto, la condición que se entrevé es que al interior de los matorrales xerófilos, la biodiversidad vegetal se explica, no tanto por la precipitación, sino más bien está en función de la variación espectral, la topografía, las características del suelo y el gradiente térmico diario.

En suma, el análisis realizado valida el enfoque de incorporar múltiples grupos de variables, por lo que se recomienda que estudios futuros exploren la contribución de las variables que conforman la triada CTR para estimar la riqueza y abundancia de plantas vasculares en ambientes áridos.

Referencias

- Abarca, O. Abarca, O. (2010). *Desarrollo de un modelo de geoprocamiento para la valoración productiva y tributaria de tierras agrícolas en Venezuela* (Universidad Politécnica de Madrid). Recuperado de http://redgeomatica.rediris.es/redlatingeo/2010/OSCAR_ABARCA.pdf
- Abd El-Ghani, M. M., Huerta-Martínez, F. M., Hongyan, L., & Qureshi, R. (2017). Plant-Environment Relationships in Mexican Arid and Semiarid Regions. En *Plant Responses to Hyperarid Desert Environments* (pp. 503–527). https://doi.org/10.1007/978-3-319-59135-3_10
- Abraira, V. (2000). El índice kappa. *SEMERGEN*, 27, 247–249.
- Abutaha, M. M., El-Khouly, A. A., Jürgens, N., & Oldeland, J. (2021). Predictive mapping of plant diversity in an arid mountain environment (Gebel Elba, Egypt). *Applied Vegetation Science*, 24(2), 1–10. <https://doi.org/10.1111/avsc.12582>
- Aitken, M., Roberts, D. W., & Shultz, L. M. (2007). Modeling distributions of rare plants in the Great Basin, western North America. *Western North American Naturalist*, 67(1), 26–38. [https://doi.org/10.3398/1527-0904\(2007\)67\[26:MDORPI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3398/1527-0904(2007)67[26:MDORPI]2.0.CO;2)
- Alanís-Rodríguez, E., Jimenez-Pérez, J., González-Rodríguez, H., Canizales-Velázquez, P. A., Mora-Olivo, A., Mata Balderas, J. M., & Hernandez Salas, J. (2015). Composición, estructura y diversidad de matorrales en el centro de Nuevo León, México. *Botanical Sciences*, (93), 2. Recuperado de <https://doi.org/10.17129/botsci.60>
- Alanís-Rodríguez, Eduardo, Mora-Olivo, A., Jiménez-Pérez, J., González-Tagle, M. A., Yerena Yamalle, J. I., Martínez-Ávalos, J. G., & González-Rodríguez, L. E. (2015). Composición y diversidad del matorral desértico rosetófilo en dos tipos de suelo en el noreste de México. *Acta botánica mexicana*, 105–117. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-71512015000100005&nrm=iso
- Alanís Rodríguez, E., Jiménez Pérez, J., Aguirre Calderón, Ó., Treviño Garza, E., Jurado Ybarra, E., & González Tagle, M. (2008). Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Ciencia UANL*, XI(1), 56–62.
- Allen, A. P., Brown, J. H., & Gillooly, J. F. (2002). Global biodiversity, biochemical kinetics, and the energetic-equivalence rule. *Science (New York, N.Y.)*, 297(5586), 1545–1548. <https://doi.org/10.1126/science.1072380>
- Allen, C. D., & Breshears, D. D. (1998). Drought-induced shift of a forest–woodland ecotone: Rapid landscape response to climate variation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 95(25), 14839 LP – 14842. Recuperado de <http://www.pnas.org/content/95/25/14839.abstract>
- Anderson, K., & Croft, H. (2009). Remote sensing of soil surface properties. *Progress in Physical Geography*, 33, 457–473. <https://doi.org/10.1177/0309133309346644>
- Anderson, R. G., & Goulden, M. L. (2011). Relationships between climate, vegetation, and energy exchange across a montane gradient. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, Vol. 116. <https://doi.org/10.1029/2010JG001476>
- Arámbula, L. A. T. (2005). Problemática Y Alternativas De Desarrollo De Las Zonas Áridas Y Semiáridas De México. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, IV(2), 17–21.
- Arango Gutiérrez, M., Branch Bedoya, J. W., & Botero Fernández, V. (2005). Clasificación no supervisada de coberturas vegetales sobre imágenes digitales de sensores remotos: “Landsat-ETM+”. *Revista Facultad Nacional de Agronomía - Medellín*, 58(1), 2611–2634.
- Ariza, A. (2013). *Descripción y Corrección de Productos Landsat 8 LDCM (Landsat Data Continuity Mission)* (p. 46). p. 46. Bogota, Colombia.
- Armand, F. (1999). *La région, espace vécu* (2e édition). Paris: Flammarion.
- Arriaga, L. (2009). Implicaciones del cambio de uso de suelo en la biodiversidad de los matorrales xerófilos: un enfoque multiescalar. *Investigación ambiental*, 1(1), 6–16. Recuperado de <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/gacetitas/604/implicaciones.pdf>
- Arthington, A. H., & Balcombe, S. R. (2011). Extreme flow variability and the ‘boom and bust’ ecology of fish in arid-zone floodplain rivers: a case history with implications for environmental flows, conservation and management. *Ecohydrology*, 4(5), 708–720. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/eco.221>
- Arzate Salgado, J. (2011). Región y desigualdades económico-sociales. El caso del valle de Toluca y el valle del Mezquital. *Espacios Públicos*, 14(32), 248–257.
- Asner, G. P. (2013). Biological diversity mapping comes of age. *Remote Sensing*, 5(1), 374–376. <https://doi.org/10.3390/rs5010374>

- Auerbach, M., & Shmida, A. (1987). Spatial scale and the determinants of plant species richness. *Trends in Ecology & Evolution*, 2(8), 238–242. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0169-5347\(87\)90005-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0169-5347(87)90005-X)
- Auslander, M., Nevo, E., & Inbar, M. (2003). The effects of slope orientation on plant growth, developmental instability and susceptibility to herbivores. *Journal of Arid Environments*, 55(3), 405–416. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0140-1963\(02\)00281-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0140-1963(02)00281-1)
- Badano, E. I., Cavieres, L. A., Molina-Montenegro, M. A., & Quiroz, C. L. (2005). Slope aspect influences plant association patterns in the Mediterranean matorral of central Chile. *Journal of Arid Environments*, 62(1), 93–108. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2004.10.012>
- Bainbridge, D. (2012). *Restoration of Arid and Semi-Arid Lands*. <https://doi.org/10.1002/9781118223130.ch10>
- Báldi, A. (2008). Habitat heterogeneity overrides the species–area relationship. *Journal of Biogeography*, 35(4), 675–681. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01825.x>
- Bannari, A., Morin, D., Bonn, F., & Huete, A. R. (1995). A review of vegetation indices. *Remote Sensing Reviews*, 13(1–2), 95–120. <https://doi.org/10.1080/02757259509532298>
- Barajas-Barbosa, M. P., Weigelt, P., Borregaard, M. K., Keppel, G., & Kreft, H. (2020). Environmental heterogeneity dynamics drive plant diversity on oceanic islands. *Journal of Biogeography*, 47(10), 2248–2260. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/jbi.13925>
- Barbini, B. (2005). Viabilidad social para el desarrollo turístico en centros urbanos bonaerenses. *Aportes y Transferencias*, 2, 27–61. Recuperado de <http://nulan.mdp.edu.ar/308/1/Apo2005a9v2pp148-158.pdf>
- Barkin, D. (2008). Presentación. *Argumentos. Estudios críticos de la sociedad*, 21(56), 7–15. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57952008000100001&nrm=iso
- Barkin, D., Fuente Carrasco, M. E., & Tagle Zamora, D. (2012). La significación de una Economía Ecológica radical. *Revibec: revista iberoamericana de economía ecológica*, 19, 1–14. Recuperado de <https://raco.cat/index.php/Revibec/article/view/261786>
- Barrera, I. (2017). La vegetación en los mapas. *Memorias R. Soc. Esp. Hist. Nat.*, 317–342. Recuperado de <http://www.rsehn.es/cont/publis/boletines/387.pdf>
- Baumgartner, M. F., & Apfl, G. M. (1996). Remote sensing and geographic information systems. *Hydrological sciences journal*, 41(4), 593–608.
- Becerra, P. I. (2016). Relationship between climate and geographical variation of local woody species richness within the Mediterranean-type region of Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 89(1), 1–11. <https://doi.org/10.1186/s40693-016-0062-x>
- Becerril-Piña, R. (2007). *Estimación del contenido y captura de carbono en zonas semiáridas microcuenca "El Carmen", Gto.* Recuperado de Universidad Autónoma de Querétaro
- Benedetti, A. (2009). Los usos de la categoría región en el pensamiento geográfico argentino. *Scripta Nova. Revista Electronica de Geografía Y Ciencias Sociales*, 13(286). Recuperado de <http://www.ub.edu/geocrit/sn/sn-286.htm>
- Bengtsson, J. (2000). *Ecological Scale: Theory and Applications*. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00128-2](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00128-2)
- Berdugo, M., Delgado-Baquerizo, M., Soliveres, S., Hernández-Clemente, R., Zhao, Y., Gaitán, J. J., ... Maestre, F. T. (2020). Global ecosystem thresholds driven by aridity. *Science*, 367(6479), 787–790. <https://doi.org/10.1126/science.aay5958>
- Berdugo, M., Maestre, F. T., Kéfi, S., Gross, N., Le Bagousse-Pinguet, Y., & Soliveres, S. (2019). Aridity preferences alter the relative importance of abiotic and biotic drivers on plant species abundance in global drylands. *Journal of Ecology*, 107(1), 190–202. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13006>
- Beroutchachvilli, N., & Mathieu, J. L. (1977). L'étologie des géosystèmes. *L'Espace Géographique*, 2, 73–84.
- Berry, J. K. (2007). Beyond Mapping III Epilog : Technical and Cultural Shifts in the GIS Paradigm Lumpers and Splitters Propel GIS. *Beyond Mapping III: Map Analysis*, 1–15.
- Bertrand, G. (1968). Paysage et géographie physique globale. Esquisse méthodologique. *Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, 39(3), 249–272. Recuperado de [https://www.persee.fr/doc/rgpso_0035-3221_1968_num_39_3_4553#:~:text=L%27étude globale des paysages,du naturaliste et du géographe.&text=Une typologie dynamique permet de,progressive%2C régressive%2C stabilité\).](https://www.persee.fr/doc/rgpso_0035-3221_1968_num_39_3_4553#:~:text=L%27étude globale des paysages,du naturaliste et du géographe.&text=Une typologie dynamique permet de,progressive%2C régressive%2C stabilité).)

- Bestelmeyer, B. T., Ward, J. P., & Havstad, K. M. (2006). Soil-geomorphic heterogeneity governs patchy vegetation dynamics at an arid ecotone. *Ecology*, 87(4), 963–973. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[963:shgpdv\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[963:shgpdv]2.0.co;2)
- Birkeland, P. (1999). *Soils and Geomorphology* (Third Edit). New York: Oxford University Press.
- Bivand, R., Pebesma, E., & Gomez-Rubio, V. (2013). *Applied spatial data analysis with {R}*, Second edition. Recuperado de <https://asdar-book.org/>
- Bivand, R., & Wong, D. W. S. (2018). Comparing implementations of global and local indicators of spatial association. *TEST*, 27(3), 716–748. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s11749-018-0599-x>
- Blanco, L., & Quirogá, E. (2019). *Manual para evaluación de pastizales naturales del Chaco Árido con fines ganaderos Manual para evaluación de pastizales naturales*. Recuperado de https://inta.gob.ar/sites/default/files/manual_evaluacion_de_pastizales_20-02-2020.pdf
- Bochet, E., García-Fayos, P., & Poesen, J. (2009). Topographic thresholds for plant colonization on semi-arid eroded slopes. *Earth Surface Processes and Landforms*, 34(March), 1758–1771. <https://doi.org/10.1002/esp>
- Bock, M., Böhner, J., Conrad, O., Köthe, R., & Ringeler, A. (2007). XV. Methods for creating Functional Soil Databases and applying Digital Soil Mapping with SAGA GIS. *Status and Prospect of Soil Information in South-Eastern Europe: Soil Databases, Projects and Applications*.
- Boscutti, F., Casolo, V., Beraldo, P., Braidot, E., Zancani, M., & Rixen, C. (2018). Shrub growth and plant diversity along an elevation gradient: Evidence of indirect effects of climate on alpine ecosystems. *PLOS ONE*, 13(4), 1–12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196653>
- Boza, J. (1989). Papel de la ganadería en los ecosistemas áridos. *Anales de la Real Academia de Ciencias Veterinarias de Andalucía Oriental*, 65–70. Recuperado de <http://www.insacan.org/racvao/anales/1989/01-1989.pdf#page=62>
- Bravo-Hollis, H. (1936). Observaciones florísticas y geobotánicas en el Valle de Actopan. *Anales del Instituto de Biología*, 7(1–2), 169–233.
- Bravo-Hollis, H. (1937). Observaciones florísticas y geobotánicas en el Valle del Mezquital, Hidalgo. *Anales del Instituto de Biología*, 8(1–2), 3–82.
- Bravo-Hollis, H. (1978). V. Datos acerca de la ecología de las cactáceas y de su distribución en los tipos de vegetación de México. En *Las Cactáceas de México* (p. 743). México: Universidad Autónoma de México.
- Briones, O., Búrquez, A., Martínez-Yrizar, A., Pavón, N., & Perroni, Y. (2018). Biomasa y productividad en las zonas áridas mexicanas. *Madera y bosques*, 24. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-04712018000400403&nrm=iso
- Brown, D. E. (1982). *Biotic communities of the American Southwest, United States and Mexico* (D. E. Brown, Ed.). Ari: for Boyce Thompson Southwestern Arboretum.
- Brown, D. E., Brennan, T. C., & Unmack, P. J. (2007). A digitized biotic community map for plotting and comparing north american plant and animal distribution. *CANOTIA*, 3(1), 1–12. Recuperado de https://canotia.org/volumes/CANOTIA_2007_Vol3_1_Brown_et_al.pdf
- Brown, J. H., Morgan Ernest, S. K., Parody, J. M., & Haskell, J. P. (2001). Regulation of diversity: Maintenance of species richness in changing environments. *Oecologia*, 126(3), 321–332. <https://doi.org/10.1007/s004420000536>
- Bunruamkaew, K., & Murayam, Y. (2011). Site Suitability Evaluation for Ecotourism Using GIS & AHP: A Case Study of Surat Thani Province, Thailand. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 21, 269–278. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2011.07.024>
- Bürgi, M., Hersperger, A. M., & Schneeberger, N. (2005). Driving forces of landscape change - current and new directions. *Landscape Ecology*, 19(8), 857–868. <https://doi.org/10.1007/s10980-005-0245-3>
- Burgos, A. L., & Maass, J. M. (2004). Vegetation change associated with land-use in tropical dry forest areas of Western Mexico. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104, 475–481.
- Buri, A., Cianfrani, C., Pinto-Figueroa, E., Yashiro, E., Spangenberg, J. E., Adatte, T., ... Pradervand, J.-N. (2017). Soil factors improve predictions of plant species distribution in a mountain environment. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 41(6), 703–722. <https://doi.org/10.1177/0309133317738162>

- Burnett, M. R., August, P. V., Brown, J. H., & Killingbeck, K. T. (1998b). The influence of geomorphological heterogeneity on biodiversity: I. A patch-scale perspective. *Conservation Biology*, 12(2), 363–370. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1998.96238.x>
- Calderón, H., Pérez, J. E., Chow, M., & Reyna, J. B. (2020). Índice de Posición Topográfica (TPI) para identificar áreas inundables y zonificación de especies vegetales en un manglar del Pacífico Sur de Nicaragua. *Revista Torreón Universitario*, 9, 124–146. Recuperado de <http://portal.amelica.org/ameli/jatsRepo/387/3871647011/index.html>
- Calvillo Ortega, M. T. (1981). *Fundamentos geográficos para la reorganización espacial en el Valle del Mezquital*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Camacho-Sanabria, J. M., Pérez, J. I. J., Jaimes, N. B. P., Vargas, E. G. C., Peña, L. C. B., & López, M. S. (2015). Coverage/land use changes in a portion of the mountainous mexican transition zone. *Madera y Bosques*, 21(1), 93–112. <https://doi.org/10.21829/myb.2015.211435>
- Camargo-Ricalde, S., Dhillon, S. S., & Grether, R. (2009). Community structure of endemic Mimosa species and environmental heterogeneity in a semi-arid Mexican valley. *Journal of Vegetation Science*, 13, 697–704. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02097.x>
- Campos, P. R. A., Rosas, A., de Oliveira, V. M., & Gomes, M. A. F. (2013). Effect of Landscape Structure on Species Diversity. *PloS One*, 8(6), e66495–e66495. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0066495>
- Canty, A., & Ripley, B. D. (2021). *boot: Bootstrap R (S-Plus) Functions*.
- Carmona Paredes, R. B., & Muñoz Arcila, F. (2014). XXIII CONGRESO NACIONAL DE HIDRÁULICA. *Contaminación emergente en el Valle del Mezquital*, 7. Puerto Vallarta.
- Carrascal, L. M. (2015). *Teoría y praxis de modelos generalizados: Infiriendo patrones con el paquete estadístico R* (p. 33). p. 33. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10261/128391>
- Carter, R. E., & Klinka, K. (1990). Relationships between growing-season soil water-deficit, mineralizable soil nitrogen and site index of coastal Douglas fir. *Forest Ecology and Management*, 30(1), 301–311. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0378-1127\(90\)90144-Z](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0378-1127(90)90144-Z)
- Castillo-Monroy, A., & Maestre, F. T. (2011). La costra biológica del suelo: Avances recientes en el conocimiento de su estructura y función ecológica. *Revista chilena de historia natural*, 84, 1–21. Recuperado de http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0716-078X2011000100001&nrm=iso
- Castillo-Santiago, M. Á., Ghilardi, A., Oyama, K., Hernández-Stefanoni, J. L., Torres, I., Flamenco-Sandoval, A., ... Mas, J. F. (2013). Estimating the spatial distribution of woody biomass suitable for charcoal making from remote sensing and geostatistics in central Mexico. *Energy for Sustainable Development*, 17(2), 177–188. <https://doi.org/10.1016/j.esd.2012.10.007>
- Ceballos-Silva, A., & López-Blanco, J. (2003). Delineation of suitable areas for crops using a Multi-Criteria Evaluation approach and land use/cover mapping: a case study in Central Mexico. *Agricultural Systems*, 77(2), 117–136. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(02\)00103-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0308-521X(02)00103-8)
- Cervantes Ramírez, M. C. (2002). *Plantas de importancia económica en zonas áridas y semiáridas de México*. México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Chawla, A., Kumar, A., Rajkumar, S., Singh, R. D., & Thukral, A. K. (2010). Correlation of Multispectral Satellite Data with Plant Species Diversity vis-à-vis Soil Characteristics in a Landscape of Western Himalayan Region, India. *Applied Remote Sensing*, 1(1), 1–13.
- Chuvieco, E. (2008). *Teledetección Ambiental: La observación de la tierra desde el espacio* (3era ed.). Barcelona: Ariel.
- Chuvieco, Emilio, Cocero Matesanz, D., & Santos Preciado, J. M. (2011). *Teledetección: observar la tierra desde el espacio* (UNED, Ed.).
- Clarke, A., & Gaston, K. J. (2006). Climate, energy and diversity. *Proceedings. Biological Sciences*, 273(1599), 2257–2266. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3545>
- Clopés, J. M. P. (1996). Cartografía de la Vegetación. *Serie Geográfica*, 6, 11–34. Recuperado de [https://ebuah.uah.es/dspace/bitstream/handle/10017/1049/Cartografía de la Vegetación.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://ebuah.uah.es/dspace/bitstream/handle/10017/1049/Cartografía%20de%20la%20Vegetación.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Coblentz, D. D., & Riitters, K. H. (2004). Topographic controls on the regional-scale biodiversity of the south-western USA. *Journal of Biogeography*, 31(7), 1125–1138. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2004.00981.x>

- CONABIO. (2015). Regionalización. Recuperado el 11 de febrero de 2015, de <http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/regionalizacion.html>
- CONAGUA. (2019). Información Estadística Climatológica. Recuperado el 29 de junio de 2021, de Climatología website: <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/informacion-estadistica-climatologica>
- CONAGUA, & SEMARNAT. (2017). Estadísticas Agrícolas de los Distritos de Riego. Año Agrícola 2015-2016. Recuperado de <https://www.gob.mx/conagua/documentos/estadisticas-agricolas-de-los-distritos-de-riego>
- Concha, C. (2009). Límite y territorio en geografía a partir de la reestructuración del capitalismo. *Despertando Latitudes*, 1, 77–84. Recuperado de <https://despertandolatitudes.files.wordpress.com/2012/04/revista-despertando-latitudes-primer-nc3bamero-ac3b1o-2009.pdf>
- Conforti, M., Froio, R., Matteucci, G., & Buttafuoco, G. (2015). Visible and near infrared spectroscopy for predicting texture in forest soil: an application in southern Italy. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, (3), 339–347. <https://doi.org/10.3832/ifor1221-007>
- Congalton, R. G. (1988). A comparison of sampling schemes used in generating error matrices for assessing the accuracy of maps generated from remotely sensed data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 54(5), 593–600. Recuperado de https://www.asprs.org/wp-content/uploads/pers/1988journal/may/1988_may_593-600.pdf
- Congalton, R. G. (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 37(1), 35–46. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90048-B](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90048-B)
- Congalton, R. G., & Green, K. (2019). *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices* (3rd ed.). CRC Press.
- Connell, J. H. (1978). Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*, 199(4335), 1302–1310. <https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302>
- Conrad, J. M., Gomes, C. P., van Hove, W.-J., Sabharwal, A., & Suter, J. F. (2012). Wildlife corridors as a connected subgraph problem. *Journal of Environmental Economics and Management*, 63(1), 1–18. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jeem.2011.08.001>
- Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L., Böhner, J. (2015). System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4. *Geoscientific Model Development*, 8(7), 1991–2007. <https://doi.org/10.5194/gmd-8-1991-2015>
- Cornell, H V, & Lawton, J. H. (1992). Species Interactions, Local and Regional Processes, and Limits to the Richness of Ecological Communities: A Theoretical Perspective. *Journal of Animal Ecology*, 61(1), 1–12. <https://doi.org/10.2307/5503>
- Cornell, Howard V, & Karlson, R. H. (2018). 11. *Local and Regional Processes as Controls of Species Richness* (D. Tilman & P. Kareiva, Eds.). <https://doi.org/doi:10.1515/9780691188362-015>
- Cornet, A. F., Montana, C., Delhoume, J. P., & Lopez-Portillo, J. (1992). Water Flows and the Dynamics of Desert Vegetation Stripes. En A. J. Hansen & F. di Castri (Eds.), *Landscape Boundaries. Ecological Studies (Analysis and Synthesis)* (pp. 327–345). Recuperado de https://doi.org/10.1007/978-1-4612-2804-2_16
- Cornwell, W. K., & Grubb, P. J. (2003). Regional and local patterns in plant species richness with respect to resource availability. *Oikos*, 100(3), 417–428. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.11697.x>
- Costanza, J. K., Moody, A., & Peet, R. K. (2011). Multi-scale environmental heterogeneity as a predictor of plant species richness. *Landscape Ecology*, 26(6), 851–864. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9613-3>
- Cruz-Cárdenas, G., Villaseñor, J. L. J. L., Lopez-Mata, L., Ortiz, E., López-Mata, L., & Ortiz, E. (2013). Distribución espacial de la riqueza de especies de plantas vasculares en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84(4), 1189–1199. <https://doi.org/10.7550/rmb.31811>
- Cruz Espíndola, M. Á., Rodríguez Trejo, D. A., Villanueva Morales, A., & Santillán Pérez, J. (2017). Factores sociales de uso del suelo y vegetación asociados a los incendios forestales en Hidalgo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 8(41), 139–163. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/remcf/v8n41/2007-1132-remcf-8-41-00139.pdf>
- Csillag, F., & Kabos, S. (2002). Wavelets, boundaries, and the spatial analysis of landscape pattern. *Écoscience*, 9(2), 177–190. <https://doi.org/10.1080/11956860.2002.11682704>
- Cueto, V. R. (2006). Escalas en ecología: su importancia para el estudio de la selección de hábitat en aves. *Hornero*, 21(1), 1–13.
- Currie, D. J. (1991). Energy and Large-Scale Patterns of Animal- and Plant-Species Richness. *The American Naturalist*, 137(1), 27–49. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/2462155>

- Cutler, A., Cutler, D. R., & Stevens, J. R. (2012). Random Forests. *Ensemble Machine Learning*, (February 2014). <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9326-7>
- da Costa-Gomes, P. (2000). O coiceito da região e sua discussão. En I. Elias-de Castro, P. da Costa-Gomes, & R. Lobato-Corrêa (Eds.), *Geografia: Conceitos e temas* (2nd ed., pp. 49–76). Recuperado de http://www2.fct.unesp.br/docentes/geo/raul/biogeografia_saude_publica/aulas_2014/2-Geografia - Conceitos e Temas.pdf
- Dahlgren, J. P., Bengtsson, K., & Ehrlén, J. (2016). The demography of climate-driven and density-regulated population dynamics in a perennial plant. *Ecology*, *97*(4), 899–907. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/24703579>
- Dai, J., Liu, H., Wang, Y., Guo, Q., Hu, T., Quine, T., ... Jiang, Z. (2020). Drought-modulated allometric patterns of trees in semi-arid forests. *Communications Biology*, Vol. 3. <https://doi.org/10.1038/s42003-020-01144-4>
- Dang, A., Yan, S., & Liu, Y. (2000). GIS Based study on the regionalization of China's grain production system. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, *33*(B7), 71–76. Recuperado de http://www.isprs.org/proceedings/XXXIII/congress/part7/71_XXXIII-part7.pdf
- Davison, A. C., & Hinkley, D. V. (1997). *Bootstrap Methods and Their Applications*. Recuperado de <http://statwww.epfl.ch/davison/BMA/>
- De-la-Rosa-Mera, C. J., & Monroy-Ata, A. (2006). Mosaicos de vegetación para la restauración ecológica en una zona semiárida. *TIP. Revista especializada en ciencias químico-biológicas*, *9*, 96–100. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-888X2006000200096&nrm=iso
- De Bolós i Capdevila, M. (1995). Paisaje y ciencia geográfica. *Estudios Geográficos*, *36*(138–139), 93–105.
- de Smith, M. J., Goodchild, M. F., & Longley, P. A. (2018). *Geospatial Analysis: A Comprehensive Guide to Principles, Techniques and Software Tools* (6th ed.). The Winchelsea Press.
- Deák, B., Kovács, B., Rádai, Z., Apostolova, I., Kelemen, A., Kiss, R., ... Valkó, O. (2021). Linking environmental heterogeneity and plant diversity: The ecological role of small natural features in homogeneous landscapes. *Science of The Total Environment*, *763*, 144199. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144199>
- Dean, H. K. F., & McGwire, K. C. (2004). Patterns of floristic richness in vegetation communities of California: Regional scale analysis with multi-temporal NDVI. *Global Ecology and Biogeography*, *13*, 221–235. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2004.00092.x>
- del Castillo, R. F. (2000). Composición y estructura de una nopalera bajo situaciones contrastantes de exposición de ladera y herbivoría. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, *65*, 5–22. <https://doi.org/10.17129/botsoci.1591>
- Del Toro Espín, N., Gomariz-Castillo, F., Cánovas-García, F., & Alonso-Sarría, F. (2015). Comparación de métodos de clasificación de imágenes de satélite en la cuenca del río Argos (Región de Murcia). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, *2015*(67), 327–347. <https://doi.org/10.21138/bage.1828>
- Demattê, J. A. M., Guimarães, C. C. B., Fongaro, C. T., Vidoy, E. L. F., Sayão, V. M., Dotto, A. C., & Santos, N. V. dos. (2018). Satellite Spectral Data on the Quantification of Soil Particle Size from Different Geographic Regions. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, *42*(0). <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20170392>
- Di Méo, G. (1999). Géographie sociale et territoires. *Annales de Géographie*, *108*(608), 441. Recuperado de https://www.persee.fr/doc/geo_0003-4010_1999_num_108_608_21782_t1_0441_0000_1
- Díaz-Padilla, G., Sánchez-Cohen, I., Guajardo-Panes, R. A., Del Ángel-Pérez, A. L., Ruiz-Corral, A., Medina-García, G., & Ibarra-Castillo, D. (2011). Mapeo del índice de aridez y su distribución poblacional en México. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, Vol. 17, pp. 267–275. scielomx.org.
- Díaz de León-Guerrero, S., Méndez-Alonzo, R., Bullock, S. H., & Vivoni, E. R. (2021). Hydrological and topographic determinants of biomass and species richness in a Mediterranean-climate shrubland. *PLoS ONE*, Vol. 16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0252154>
- Ding, J., Johnson, E. A., & Martin, Y. E. (2018). Linking Soil Moisture Variation and Abundance of Plants to Geomorphic Processes: A Generalized Model for Erosion-Uplifting Landscapes. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, *123*(3), 960–975. <https://doi.org/10.1002/2017JG004244>
- Dorji, T., Moe, S. R., Klein, J. A., & Totland, Ø. (2014). Plant Species Richness, Evenness, and Composition along Environmental Gradients in an Alpine Meadow Grazing Ecosystem in Central Tibet, China. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, *46*(2), 308–326. <https://doi.org/10.1657/1938-4246-46.2.308>

- Dufour, A., Gadallah, F., Wagner, H. H., Guisan, A., & Buttler, A. (2006). Plant Species Richness and Environmental Heterogeneity in a Mountain Landscape: Effects of Variability and Spatial Configuration. *Ecography*, 29(4), 573–584. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/30243145>
- Dunbier, R. (1968). The Sonoran Desert. 1968. En *Les Cahiers d'Outre-Mer*. Recuperado de https://www.persee.fr/doc/caoum_0373-5834_1971_num_24_93_4445_t1_0100_0000_2
- Duran Coyote, S. (2009). *Evaluación de la reserva de semillas del suelo, en dos matorrales xerófilos del Valle Del Mezquital, Hidalgo*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Durán García, R., & García Contreras, G. (2010). Distribución espacial de la vegetación. En R. Durán García & M. E. Méndez González (Eds.), *Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán* (pp. 131–135). Recuperado de https://www.cicy.mx/Documentos/CICY/Sitios/Biodiversidad/pdfs/Cap3/03_Distribucion_espacial.pdf
- Duro, D. C., Coops, N. C., Wulder, M. a., & Han, T. (2007). Development of a large area biodiversity monitoring system driven by remote sensing. *Progress in Physical Geography*, 31(3), 235–260. <https://doi.org/10.1177/0309133307079054>
- Elhag, M. M., & Walker, S. (2009). Impact of Climate Change and the Human Activities on Land Degradation in Arid and Semi-arid Regions. *Nile Basin Water Engineering Scientific Magazine*, 2(1), 31–38.
- Encina-Domínguez, J. A., Arévalo-Sierra, J. R., Villarreal-Quintanilla, J. A., & Castellón, E. E. (2020). Composición, estructura y riqueza de plantas vasculares del matorral xerófilo en el norte de Coahuila, México. *Botanical Sciences*, 98(1), 1–15. <https://doi.org/10.17129/BOTSCI.2251>
- EOS. (2013). El Satélite Landsat 8: Imágenes, descripción y características. Recuperado el 11 de diciembre de 2021, de Earth Observing System website: <https://eos.com/es/find-satellite/landsat-8/>
- Errázuriz Tortorelli, C. (2010). INDICACIONES GEOGRÁFICAS Y DENOMINACIONES DE ORIGEN Propiedad Intelectual en progreso. *Revista Chilena de Derecho*, 37(2), 207–239. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=177016601002>
- Espino Armendáriz, M., Luna Martínez, L., Pacheco Aguilar, J., & Luna Olvera, A. (2012). Caracterización de suelos en una localidad tipo que alberga cactáceas priotarias para su conservación. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 3(SPE4), 672–678.
- Espino Ortega, G. de J., & de la Cruz López, L. E. (2009). *Las crasuláceas del Valle del Mezquital*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Espinosa Iñiguez, C. I., Cabrera, O., Luzuriaga, A. L., & Escudero, A. (2011). What Factors Affect Diversity and Species Composition of Endangered Tumbesian Dry Forests in Southern Ecuador? *Biotropica*, 43(1), 15–22. Recuperado de <http://oa.upm.es/10392/>
- ESRI. (2016). Cómo funciona Orientación. Recuperado de Conceptos del conjunto de herramientas de Superficie website: <https://desktop.arcgis.com/es/arcmap/10.3/tools/spatial-analyst-toolbox/how-aspect-works.htm>
- Estébanez-Álvarez, J. (1982). La geografía humanística. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 2, 11–31. Recuperado de <http://revistas.ucm.es/index.php/AGUC/article/view/AGUC8282110011A/32153>
- Falcón-Brindis, A., León-Cortés, J. L., & Montañez-Reyna, M. (2021). How effective are conservation areas to preserve biodiversity in Mexico? *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19(4), 399–410. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.07.007>
- Fanello, D. (2016). Cambios estructurales y funcionales en las mitocondrias durante la senescencia de hojas y raíces (Universidad Nacional de la Planta). Recuperado de <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/52371>
- Field, R., Hawkins, B. A., Cornell, H. V., Currie, D. J., Diniz-Filho, J. A. F., Guégan, J.-F., ... Turner, J. R. G. (2009). Spatial species-richness gradients across scales: a meta-analysis. *Journal of Biogeography*, 36(1), 132–147. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.01963.x>
- Field, R., O'Brien, E. M., & Whittaker, R. J. (2005). Global Models for Predicting Woody Plant Richness from Climate: Development and Evaluation. *Ecology*, 86(9), 2263–2277. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/3451016>
- Fitak, R. R., & Johnsen, S. (2017). Bringing the analysis of animal orientation data full circle: model-based approaches with maximum likelihood. *Journal of Experimental Biology*, 220, 3878–3882. <https://doi.org/10.1242/jeb.167056>
- Flores Olvera, H. (2011). Zonas áridas de México, las menos exploradas. *Universia*, 1–3.
- Fongaro, C., Demattê, J. A., Rizzo, R., Safanelli, J., de Sousa Mendes, W., Dotto, A., ... Ustin, S. (2018). Improvement of Clay and Sand Quantification Based on a Novel Approach with a Focus on Multispectral Satellite Images. *Remote Sensing*, 10, 1555. <https://doi.org/10.3390/rs10101555>

- Forman, R. T. T. (1995). *Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions*. <https://doi.org/DOI: 10.1017/9781107050327>
- Forman, R. T. T., & Gordon, M. (1986). *Landscape Ecology*. New York.: John Wiley and Sons Ltd.
- Fortin, M.-J., & Dale, M. R. T. (2005). *Spatial Analysis: A Guide for Ecologists*. <https://doi.org/DOI: 10.1017/CBO9780511542039>
- Fortin, M.-J., Dale, M. R. T., & ver Hoef, J. (2002). Spatial analysis in ecology. En A. El-Shaarawi & W. Piegorsch (Eds.), *Encyclopedia of Environmetrics vol. IV*. Chichester: John Wiley & Sons.
- Francis, A. P., & Currie, D. J. (2003). A globally consistent richness-climate relationship for angiosperms. *The American Naturalist*, 161(4), 523–536. <https://doi.org/10.1086/368223>
- Fraser, R., & Currie, D. (1996). The Species Richness-Energy Hypothesis in a System Where Historical Factors Are Thought to Prevail: Coral Reefs. *The American Naturalist*, 148. <https://doi.org/10.1086/285915>
- Gaitán, J. J., Bran, D., Oliva, G., Maestre, F. T., Aguiar, M. R., Jobbagy, E., ... Massara, V. (2014). Plant species richness and shrub cover attenuate drought effects on ecosystem functioning across Patagonian rangelands. *Biology Letters*, 10(10), 7–10. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2014.0673>
- Gallardo-Cruz, J. A., Meave, J. A., Pérez-García, E. A., & Hernández-Stefanoni, J. L. (2010). Spatial structure of plant communities in a complex tropical landscape: implications for β -diversity. *Community Ecology*, 11(2), 202–210. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/24113651>
- Gallardo-Cruz, J. A., Pérez-García, E. A., & Meave, J. A. (2009). β -Diversity and vegetation structure as influenced by slope aspect and altitude in a seasonally dry tropical landscape. *Landscape Ecology*, 24, 473–482. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9332-1>
- García-Aguirre, M. C., Ortiz, M. A., Zamorano, J. J., & Reyes, Y. (2007). Vegetation and landform relationships at Ajusco volcano Mexico, using a geographic information system (GIS). *Forest Ecology and Management*, 239(1), 1–12. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.10.031>
- García-de Fuentes, A., & Córdoba-y Ordonéz, J. (2010). Regionalización socio-productiva y biodiversidad. En R. Durán & M. Méndez (Eds.), *Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán* (pp. 63–70). Recuperado de https://www.cicy.mx/documentos/CICY/Sitios/Biodiversidad/pdfs/Cap2/08_Regionalizacion.pdf
- García-González, J., & Cebrían-Abellán, F. (2006). Distribución de la población: Aplicación a la provincia de Albacete. *XII Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica*. Granada.
- García-Hernández, J., & Jurado, E. (2008). Caracterización del matorral con condiciones prístinas en Linares, N.L., México. *Ra Ximhai*, 4(1), 1–21.
- García-Romero, A. (2002). El paisaje: una herramienta en el estudio detallado del territorio. *Kuxulkab*, 7, 22–33.
- García-Romero, A., & Muñoz Jiménez, J. (2002). *El paisaje en el ámbito de la geografía*. Recuperado de <http://www.publicaciones.igg.unam.mx/index.php/ig/catalog/view/110/106/327-1>
- García-Salazar, E. M. (2019). El agua residual como generadora del espacio de la actividad agrícola en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Estudios sociales. Revista de alimentación contemporánea y desarrollo regional*, 29(54). <https://doi.org/10.24836/es.v29i54.741>
- García-Sánchez, R. (2005). *Restauración de la cubierta vegetal de los matorrales semiaridos del Valle del Mezquital, Hidalgo, México*. 1–26. Recuperado de ISBN 959-250-156-4
- García Castañeda, E., & López Pérez, S. E. (2004). *Distribucion geografica y diversidad de la familia Cactaceae en el valle del Mezquital, Hidalgo*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- García, D. (2006). La escala y su importancia en el análisis espacial. *Ecosistemas*, 15(3), 7–18. Recuperado de <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/158>
- García, E. (1986). *Apuntes de climatología* (4ta ed.). Recuperado de <https://books.google.com.mx/books?id=XBs5uAAACAAJ>
- García, E. (1990). *Rangos de humedad. Extraido de Climas. IV.4.10. Atlas Nacional de México. Vol II. Escala 1: 4000000*. México: Instituto de Geografía UNAM.
- García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen* (Quinta). México: Instituto de Geografía-Universidad Nacional Autónoma de México.

- García, E., Vidal, R., & Hernández, M. E. (1985). Aspectos climáticos de las zonas áridas del norte de México. *Investigaciones Geográficas*, 41–74. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46111985000100002&nrm=iso
- Gaspar-Avellaneda, V. (2006). Un estudio sobre los “límites” de Tierra Caliente. *Ciencia, Tecnología y Desarrollo Regional*, 1(3), 2–4.
- Gaston, K. J. (2000). Global Patterns in Biodiversity. *Nature*, 405, 220–227.
- GBIF. (2014). GBIF: Free and open access to biodiversity data. Recuperado el 22 de septiembre de 2014, de <https://www.gbif.org/>
- Geler Roffe, T., Penteadó Crósta, A., & Perez Filho, A. (2015). XV Encuentro de Geógrafos de América Latina Cuba 2015. *Análisis del Factor LS en los diferentes modelos de predicción de la erosión hídrica del suelo*, 16. Recuperado de <http://observatoriogeograficoamericalatina.org.mx/egal15/Nuevastecnologias/Sig/18.pdf>
- Gelviz-Gelvez, S. M., & Hernández, N. P. P. (2013). Diversidad de especies arbustivas en una zona semiárida del centro de México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 19, 323–335. Recuperado de https://pdfs.semanticscholar.org/7d9a/e9250c78850a5c50cf23efe792111d12dcc1.pdf?_ga=2.14836982.1121331411.1624679405-151686637.1623253073
- Geneletti, D. (2007). An approach based on spatial multicriteria analysis to map the nature conservation value of agricultural land. *Journal of Environmental Management*, 83(2), 228–235. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.03.002>
- Geo-Mexico. (2015). The geography of tequila: where is tequila made? Recuperado el 29 de agosto de 2014, de <https://geo-mexico.com/?p=6953>
- Geri, F., Amici, V., & Rocchini, D. (2010). Human activity impact on the heterogeneity of a Mediterranean landscape. *Applied Geography*, 30(3), 370–379. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2009.10.006>
- Giddens, A. (1997). *Modernidad e identidad del yo: El yo y la sociedad contemporánea* (3era ed.). Barcelona, España: Península.
- Gil Martínez, C. (2018a). Análisis de componentes principales (PCA). Recuperado de Rpubs by RStudio website: <https://www.r-project.org/>
- Gil Martínez, C. (2018b). Regresión Lineal Múltiple. Recuperado el 9 de septiembre de 2021, de Rpubs by RStudio website: https://rpubs.com/Cristina_Gil/Regresion_Lineal_Multiple
- Gillespie, T. W., Foody, G. M., Rocchini, D., Giorgi, a. P., & Saatchi, S. (2008). Measuring and modelling biodiversity from space. *Progress in Physical Geography*, 32(2), 203–221. <https://doi.org/10.1177/0309133308093606>
- Giménez, G. (2005). Territorio e identidad. Breve introducción a la geografía cultural. *Trayectorias*, VII(17), 8–24. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=60722197004>
- Giorgi, F. (2008). Regionalization of climate change information for impact assessment and adaptation. *WMO Bulletin*, 57(2). Recuperado de <https://public.wmo.int/en/bulletin/regionalization-climate-change-information-impact-assessment-and-adaptation>
- Giraldo, M. A. (2013). SIG como herramienta de estudio y planificación del uso del suelo en zonas agrícolas. *Ventana Informática*, 29, 111–128.
- Gómez Delgado, M., & Barredo Cano, J. I. (2006). *Sistemas de Información Geográfica y Evaluación Multicriterio en la Ordenación del Territorio* (2da ed.). México: Alfaomega Ra-ma.
- González-Medrano, F. (2003). *Las comunidades vegetales de México: Propuesta para la unificación de la clasificación y nomenclatura de la vegetación de México* (2a ed.). México: Instituto Nacional de Ecología.
- González-Medrano, F., & Chiang, F. (1988). Diversidad florística y fitogeográfica de las zonas áridas del centro y sur de México. *Simposio sobre diversidad biológica de México*, 3436. Oaxtepec.
- González-Moreno, P., Quero, J. L., Poorter, L., Bonet, F. J., & Zamora, R. (2011). Is spatial structure the key to promote plant diversity in Mediterranean forest plantations? *Basic and Applied Ecology*, 12(3), 251–259. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2011.02.012>
- González González, M. J. (1995). La región en el pensamiento geográfico. *Contextos*, XIII(25–26), 171–206. Recuperado de <https://buleria.unileon.es/handle/10612/995>
- González Hidalgo, J. C., Bonet, A., & Echeverría Arnedo, M. T. (1996). *Efecto de la orientación de la ladera sobre algunas comunidades arbustivas del semiárido central de la depresión del Ebro*.
- González Medrano, F. (2012). *Las zonas áridas y semiáridas de México y su vegetación*.

- González Quintero, L. (1968). *Tipos de vegetación del Valle del Mezquital, Hgo., México*. México: Instituto Nacional de Antropología e Historia.
- Goshal, S. K., Naskar, S. K., & Bose, D. (2011). AHP in Assessing Performance of Diploma Institutes – A Case Study. *Journal of Technical education and training*, 3(2). Recuperado de <https://publisher.uthm.edu.my/ojs/index.php/JTET/article/view/333>
- Gould, W. (2000). Remote sensing of vegetation, plant species richness and regional biodiversity hotspots. *Ecological Applications*, 10(6), 1861–1870. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[1861:RSOVPS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[1861:RSOVPS]2.0.CO;2)
- Graciano-Ávila, G., Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, Ó. A., González-Tagle, M. A., Rubio-Camacho, E. A., & Mata Balderas, J. M. (2018). Caracterización y estructura florística de un grupo funcional vegetal del matorral espinoso tamaulipeco. *Gayana Botánica*, 75(1), 512–523. Recuperado de http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0717-66432018000100512&nrm=iso
- Granados-Sánchez, Diódoro, Hernández-García, M. Á., Vázquez-Alarcón, A., & Ruíz-Puga, P. (2013). Los procesos de desertificación y las regiones áridas. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 19(1), 45–66. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-40182013000100005&nrm=iso
- Granados-Sánchez, Diódoro, López-Ríos, G. F., & Hernández-Hernandez, J. (2004). Agricultura nhanñhu-otomí del Valle del Mezquital, Hidalgo. *Terra Latinoamericana*, 22(1), 117–126. Recuperado de <http://redalyc.uaemex.mx/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=57311208013>
- Gu, Y., Hunt, E., Wardlow, B., Basara, J. B., Brown, J. F., & Verdin, J. P. (2008). Evaluation of MODIS NDVI and NDWI for vegetation drought monitoring using Oklahoma Mesonet soil moisture data. *Geophysical Research Letters*, 35(22), 1–5. <https://doi.org/10.1029/2008GL035772>
- Gusmão, G. M. C., Brito, G. A., Moraes, L. S., Bandeira, M. D. C. A., & Rebêlo, J. M. M. (2019). Temporal Variation in Species Abundance and Richness of Culicoides (Diptera: Ceratopogonidae) in a Tropical Equatorial Area. *Journal of Medical Entomology*, 56(4), 1013–1018. <https://doi.org/10.1093/jme/tjz015>
- Gutiérrez, J. R., & Squeo, F. A. (2004). Importancia de los arbustos en los ecosistemas semiáridos de Chile. *Ecosistemas*, 13(1). Recuperado de <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/215>
- Gutiérrez, M. (Ed.). (2005). Chapter 19 Applied geomorphology and arid regions. En *Climate Geomorphology* (Vol. 8, pp. 461–498). [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0928-2025\(05\)80069-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0928-2025(05)80069-0)
- Hageer, Y., Esperón-Rodríguez, M., Baumgartner, J. B., & Beaumont, L. J. (2017). Climate, soil or both? Which variables are better predictors of the distributions of Australian shrub species? *PeerJ*, 2017(6). <https://doi.org/10.7717/peerj.3446>
- Hamerlynck, E. P., McAuliffe, J. R., McDonald, E. V., & Smith, S. D. (2002). Ecological responses of two Mojave Desert shrubs to soil horizon development and soil water dynamics. *Ecology*, 83(3), 768–779. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[0768:EROTMD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[0768:EROTMD]2.0.CO;2)
- Harrison, S., Spasojevic, M. J., & Li, D. (2020). Climate and plant community diversity in space and time. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(9), 4464–4470. <https://doi.org/10.1073/pnas.1921724117>
- Hatfield, J. L., & Prueger, J. H. (2015). Temperature extremes: Effect on plant growth and development. *Weather and Climate Extremes*, 10, 4–10. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2015.08.001>
- Hawkins, B. A., Field, R., Cornell, H. V., Currie, D. J., Guégan, J.-F., Kaufman, D. M., ... Turner, J. R. G. (2003). ENERGY, WATER, AND BROAD-SCALE GEOGRAPHIC PATTERNS OF SPECIES RICHNESS. *Ecology*, 84(12), 3105–3117. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/03-8006>
- Hernán Celaya, M., Oliva García, F., Rodríguez, J. C., & Castellanos Villegas, A. E. (2015). Cambios en el almacenamiento de nitrógeno y agua en el suelo de un matorral desértico transformado a sabana de Buffel (*Pennisetum ciliare* (L.) Link). *Terra Latinoamericana*, 33(1), 79–93. Recuperado de <https://dagus.unison.mx/publicaciones/indexadas/Hernan articulo Terra 2015.pdf>
- Hernández-Oria, J. G., Cháve-Martínez, R., & Sánchez-Martínez, E. (2007). Factores de riesgo en las cactáceas amenazadas de una región semiárida en el sur del desierto Chihuahuense, México. *Interciencia*, 32, 728–734.
- Hernandez-Stefanoni, J. L., Dupuy, J. M., Castillo-Santiago, M. A., Luis, J., Manuel, J., & Angel, M. (2009). Assessing species density and abundance of tropical trees from remotely sensed data and geostatistics. *Applied Vegetation Science*, 12(4), 398–414. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2009.01044.x>

- Hernández-Stefanoni, J. L., Gallardo-Cruz, J. A., Meave, J. A., Rocchini, D., Bello-Pineda, J., & López-Martínez, J. O. (2012). Modeling (α - and β -diversity in a tropical forest from remotely sensed and spatial data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 19(1), 359–368. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2012.04.002>
- Hernández, F., & Mazo, M. (2020). Modelos de regresión con R. Recuperado el 9 de septiembre de 2021, de https://fhernanb.github.io/libro_regresion/
- Hernandez Gonzalez, L. A. (1994). *Uso potencial agrícola, pecuario y forestal en el Valle del Mezquital, Hidalgo* (Universiad Nacional Autónoma de México). Recuperado de <https://repositorio.unam.mx/contenidos/287837>
- Hernández Herrera, D. A. (2011). Influencia de la pendiente y la precipitación en la erosión de taludes desprotegidos (Universidad del Bio-Bio). Recuperado de http://repobib.ubiobio.cl/jspui/bitstream/123456789/2284/1/Hernandez_Herrera_Daniel_Alejandro.pdf
- Heydari, M., & Mahdavi, A. (2009). Pattern of plant species diversity in related to physiographic factors in Melah Gavan protected area, Iran. *Asian Journal of Biological Sciences*, 2(1), 21–28. Recuperado de <https://scialert.net/fulltext/?doi=ajbs.2009.21.28>
- Hijmans, R. J. (2020). *raster: Geographic Data Analysis and Modeling*. Recuperado de <https://cran.r-project.org/package=raster>
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25(15), 1965–1978. <https://doi.org/10.1002/joc.1276>
- Hijmans, R. J., Guarino, L., Cruz, M., & Rojas, E. (2000). Computer tools for spatial analysis of plant genetic resources data: 1. DIVA-GIS. *Plant Genetics Research Newsletter*, 127, 15–19. Recuperado de https://www.diva-gis.org/docs/pgr127_15-19.pdf
- Hijmans, R. J., Phillips, S., Leathwick, J., & Elith, J. (2020). *dismo: Species Distribution Modeling*. Recuperado de <https://cran.r-project.org/package=dismo>
- Hizbaron, D. R., Baiquni, M., Sartohadi, J., & Rijanta, R. (2012). Urban Vulnerability in Bantul District, Indonesia—Towards Safer and Sustainable Development. *Sustainability*, Vol. 4. <https://doi.org/10.3390/su4092022>
- Hochstrasser, T., Kröel-Dulay, G., Peters, D. P. C., & Gosz, J. R. (2002). Vegetation and climate characteristics of arid and semi-arid grasslands in North America and their biome transition zone. *Journal of Arid Environments*, 51(1), 55–78. <https://doi.org/10.1006/JARE.2001.0929>
- Hubbell, S. P. (2001). The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography. En *Monographs in Population Biology*. <https://doi.org/10.1515/9781400837526.1>
- Huggett, R. (1995). *Geoecology: an evolutionary approach*. London: Routledge.
- Hughes, D. A. (1998). Arid zone hydrology. En *Encyclopedia of Hydrology and Lakes* (pp. 87–89). https://doi.org/10.1007/1-4020-4497-6_22
- Hunter, M. D. (2002). Landscape structure, habitat fragmentation, and the ecology of insects. *Agricultural and Forest Entomology*, 4(3), 159–166. <https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1461-9563.2002.00152.x>
- Huston, M. A. (1994). Biological diversity. The coexistence of species on changing landscapes. En *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* (2009/05/11). <https://doi.org/DOI:10.1017/S0025315400015393>
- Huston, M. A. (1999). Local Processes and Regional Patterns: Appropriate Scales for Understanding Variation in the Diversity of Plants and Animals. *Oikos*, 86(3), 393–401. <https://doi.org/10.2307/3546645>
- Hutchinson, G. E. (1959). Homage to Santa Rosalia or Why Are There So Many Kinds of Animals? *The American Naturalist*, 93(870), 145–159. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/2458768>
- Ignace, D. D., Huntly, N., & Chesson, P. (2018). The role of climate in the dynamics of annual plants in a Chihuahuan Desert ecosystem. *Aegyptus*, 19(3), 279–297.
- INEGI. (2013a). *Conjunto de datos de Perfiles de suelos. Escala 1:250 000. Serie II (Continuo Nacional)*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/temas/edafologia/#Descargas>
- INEGI. (2013b). Continuo de Elevaciones Mexicano (CEM) [Modelo Digital de Elevación]. Recuperado el 15 de noviembre de 2021, de <https://www.inegi.org.mx/app/geo2/elevacionesmex/>
- INEGI. (2014a). Hidrología. Recuperado el 22 de febrero de 2022, de <https://www.inegi.org.mx/temas/hidrologia/#Mapa>
- INEGI. (2014b). Topografía. Recuperado el 22 de febrero de 2022, de <https://www.inegi.org.mx/temas/topografia/>

- INEGI. (2016). *Conjunto de datos vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación. Escala 1:250 000. Serie VI (Capa Union)*. Recuperado de http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadata/gis/usv250s6gw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/db/metadata/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no
- James, G., Witten, D., Hastie, T., & Tibshirani, R. (2021). *An introduction to statistical learning with applications in R* (Second). <https://doi.org/10.1080/24754269.2021.1980261>
- Jenks, G. F. (1963). Generalization in Statistical Mapping. *Annals of the Association of American Geographers*, 53(1), 15–26. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/2569134>
- Jenness, J., Brost, B., & Beier, P. (2013). *Land facet corridor designer*. Recuperado de www.corridor-design.org
- Jensen, J. R. (2005). *Introductory Digital Image Processing*. Prentice Hall.
- Jiang, L., Wang, X., Li, L., Shi, Z., & Yang, X. (2017). Spatial association of shrubs and their interrelation to burrowing site preference of subterranean rodents on dune slope in the Otindag Sandy Land, China. *Sustainability (Switzerland)*, 9(10). <https://doi.org/10.3390/su9101729>
- Jiménez, J. R., Aguirre, O., & Kramer, H. (2001). Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. *Forest Systems*, 10, 355–366.
- John, R., Chen, J., Lu, N., Guo, K., Liang, C., Wei, Y., ... Han, X. (2008). Predicting plant diversity based on remote sensing products in the semi-arid region of Inner Mongolia. *Remote Sensing of Environment*, 112(5), 2018–2032. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.09.013>
- Jones, H. G., & Vaughan, R. A. (2011). *Remote sensing of vegetation: principles, techniques and applications* (1st ed.). Oxford: Oxford University Press.
- Jordan, S. E., Palmquist, K. A., Bradford, J. B., & Lauenroth, W. K. (2020). Soil water availability shapes species richness in mid-latitude shrub steppe plant communities. *Journal of Vegetation Science*, 31(4), 646–657. <https://doi.org/10.1111/jvs.12874>
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363–375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Karami, R., Mehrabi, H. R., & Ariapoor, A. (2015). The Effect of Altitude and Slope in the Species Diversity of Herbaceous Plants (Case Study: Watershed Miandar Qarootag-Gilangharb). *Journal of Applied Environmental and Biological Sciences*, 5(7), 197–204. Recuperado de www.textroad.com
- Kareiva, P. (1994). Space: the final frontier for ecological theory : Spatial theory. *Ecology*, 75.
- Kawada, K., Suzuki, K., Suganuma, H., Smaoui, A., & Isoda, H. (2012). Plant Biodiversity in the Semi-arid Zone of Tunisia. *Journal of Arid Land Studies*, 22(1), 83–86. Recuperado de http://nodaiweb.university.jp/desert/pdf/JALS-D06_83-86.pdf
- Keil, P., & Chase, J. M. (2019). Global patterns and drivers of tree diversity integrated across a continuum of spatial grains. *Nature Ecology & Evolution*, 3(3), 390–399. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0799-0>
- Kennedy, R. E., Andréfouët, S., Cohen, W. B., Gómez, C., Griffiths, P., Hais, M., ... Zhu, Z. (2014). Bringing an ecological view of change to Landsat-based remote sensing. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(6), 339–346. <https://doi.org/10.1890/130066>
- Khoi, D. D., & Murayama, Y. (2010). Delineation of Suitable Cropland Areas Using a GIS Based Multi-Criteria Evaluation Approach in the Tam Dao National Park Region, Vietnam. *Sustainability*, Vol. 2. <https://doi.org/10.3390/su2072024>
- Kokaly, R. F., Clark, R. N., Swayze, G. A., Livo, K. E., Hoefen, T. M., Pearson, N. C., ... Klein, A. J. (2017). Base Spectra (splib07a). Recuperado el 14 de enero de 2022, de U.S. Geological Survey Data Series website: <https://crustal.usgs.gov/speci-lab/QueryAll07a.php?page=20>
- Koleff, P., & Soberón, J. (2008). Patrones de diversidad espacial en grupos selectos de especies. En *Capital Natural de México: Conocimiento Actual de la Biodiversidad* (pp. 323–364). México: CONABIO.
- Koleff, P., Soberón, J., Arita, H., Dávila, P., Flores-Villela, O., Golubov, J., ... Rodríguez, P. (2009). *Patrones de diversidad espacial en grupos selectos de especies*.
- Kreft, H., & Jetz, W. (2007). Global patterns and determinants of vascular plant diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(14), 5925–5930. <https://doi.org/10.1073/pnas.0608361104>

- Krishnaswamy, J., Bawa, K., Ganeshiah, K. N., & Kiran, M. C. (2009). Quantifying and mapping biodiversity and ecosystem services: Utility of a multi-season NDVI based Mahalanobis distance surrogate. *Remote Sensing of Environment*, 113, 857–867. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.12.011>
- Küchler, A. W. (1988). Vegetation mapping. En *General Geology. Encyclopedia of Earth Science* (pp. 853–855). https://doi.org/10.1007/0-387-30844-X_113
- Laliberté, E., Zemunik, G., & Turner, B. L. (2014). Environmental filtering explains variation in plant diversity along resource gradients. *science*, 345(6204), 1602–1605.
- Lambers, H. (2018). On the Ecology of Australia's Arid Zone. En *On the Ecology of Australia's Arid Zone*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-93943-8>
- Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometrics*, 33(1), 159. <https://doi.org/10.2307/2529310>
- Landler, L., Ruxton, G., & Malkemper, P. (2019). Circular data in biology: advice for effectively implementing statistical procedures. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 72. <https://doi.org/10.1007/s00265-018-2538-y>
- Larrea-Alcázar, D., López, R., & Macía, M. (2006). The arid and dry plant formations of South America and their floristic connections. *Darwiniana*.
- Law, M., & Collins, A. (2013). *Getting to Know Arcgis for Desktop* (3rd ed.). Redlands, California: ESRI Press.
- Le Houérou, H. N. (1976). Rehabilitation of Degraded Arid Lands. *Ecological Bulletins*, (24), 189–205. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/20112552>
- Le Houérou, H. N. (2000). Restoration and Rehabilitation of Arid and Semiarid Mediterranean Ecosystems in North Africa and West Asia: A Review. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 14(1), 3–14. <https://doi.org/10.1080/089030600263139>
- Legates, D. R., Mahmood, R., Levia, D. F., DeLiberty, T. L., Quiring, S. M., Houser, C., & Nelson, F. E. (2010). Soil moisture: A central and unifying theme in physical geography. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 35(1), 65–86. <https://doi.org/10.1177/0309133310386514>
- Legendre, P. (1993). Spatial Autocorrelation: Trouble or New Paradigm? *Ecology*, 74(6), 1659–1673. <https://doi.org/https://doi.org/10.2307/1939924>
- Legendre, P., & Fortin, M. J. (1989). Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio*, 80(2), 107–138. <https://doi.org/10.1007/BF00048036>
- Legendre, P., & Legendre, L. (1998). Numerical Ecology. En *(Developments in Environmental Modelling, 20)* (2nd ed.). <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Leibold, M. A., & Geddes, P. (2005). El concepto de nicho en las metacomunidades. *Ecología Austral*, 15(2), 117–129.
- Lesser-Carrillo, L. E., Lesser-Illades, J. M., Arellano-Islas, S., & González-Posadas, D. (2011). Balance hídrico y calidad del agua subterránea en el acuífero del valle del Mezquital, México Central. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 28(3), 323–336.
- Levin, N., Shmida, A., Levanoni, O., Tamari, H., & Kark, S. (2007). Predicting mountain plant richness and rarity from space using satellite-derived vegetation indices. *Diversity and Distributions*, 13(6), 692–703. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00372.x>
- Levin, S. A. (1992). The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73(6), 1943–1967.
- Li, Z., Xu, D., & Guo, X. (2014). *Remote Sensing of Ecosystem Health: Opportunities, Challenges, and Future Perspectives*. (1), 21117–21139. <https://doi.org/10.3390/s141121117>
- Litchfield, W., & Mabbutt, J. (1962). Hardpan soils of semi-arid western Australia. *Journal of Soil Science*, 13(2), 148–159.
- Liu, C., Frazier, P., & Kumar, L. (2007). Comparative assessment of the measures of thematic classification accuracy. *Remote Sensing of Environment*, 107(4), 606–616. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.10.010>
- Liu, F., Hu, J., Yang, F., & Li, X. (2021). Heterogeneity-diversity Relationships in Natural Areas of Yunnan, China. *Chinese Geographical Science*, 31(3), 506–521. <https://doi.org/10.1007/s11769-021-1207-7>

- Lloret, F., Lobo, A., Estevan, H., Maisongrande, P., Vayreda, J., & Terradas, J. (2007). Woody plant richness and NDVI response to drought events in Catalanian (northeastern Spain) forests. *Ecology*, *88*(9), 2270–2279. <https://doi.org/10.1890/06-1195.1>
- Lomolino, M. V. (2001). Elevation gradients of species-density: historical and prospective views. *Global Ecology and Biogeography*, *10*(1), 3–13. <https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1466-822x.2001.00229.x>
- López-Aguilar, F. (1997). Las distinciones y las diferencias en la historia colonial del Valle del Mezquital. *Dimensión Antropológica*, *9*–10, 27–70. Recuperado de <http://www.dimensionantropologica.inah.gob.mx/?p=1418>
- López-Benitez, V. H. (1997). *Estudio sinecológico de los bosques piñoneros del Valle del Mezquital*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- López-Galindo, F., Muñoz-Iniestra, D., Hernández-Moreno, M., Soler-Aburto, A., Castillo-López, M. del C., & Hernández-Arzate, I. (2003). Análisis integral de la toposecuencia y su influencia en la distribución de la vegetación y la degradación del suelo en la Subcuenca de Zapotitlán Salinas, Puebla. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, *56*(1), 19–41. <https://doi.org/10.18268/bsgm2003v56n1a3>
- López-Gómez, V., Zedillo-Avelleyra, P., Anaya-Hong, S., González-Lozada, E., & Cano-Santana, Z. (2012). Efecto de la orientación superior de la ladera sobre la estructura poblacional y ecomorfología de *Neobuxbaumia tetetzo* (Cactaceae). *Botanical Sciences*, *90*, 453–457. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-42982012000400005&nrm=iso
- López-Mata, L., Villaseñor, J. L., Cruz-Cárdenas, G., Ortiz, E., & Ortiz-Solorio, C. (2012). Predictores ambientales de la riqueza de especies de plantas del bosque húmedo de montaña de México. *Botanical Sciences*, *90*(1), 27–36. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/bs/v90n1/v90n1a4.pdf>
- López Aguilar, F., & Bali Chávez, G. (2002). La distribución de los asentamientos del Valle del Mezquital como un modelo de desarrollo social. *Estudios de Cultura Otopame*, *3*, 17–36. Recuperado de <http://revistas.unam.mx/index.php/eco/article/view/24038>
- López Aguilar, F., & Fournier, P. (2009). Espacio, tiempo y asentamientos en el Valle del Mezquital: un enfoque comparativo con los desarrollos de William T. Sanders. *Cuicuilco*, *16*(47), 113–146.
- López Zepeda, Y. A. (2007). *Clasificación y diagnóstico del recurso suelo en el Valle del Mezquital, Hidalgo*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Loreau, M. (1998). Biodiversity and ecosystem functioning: A mechanistic model. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *95*(10), 5632–5636. <https://doi.org/10.1073/pnas.95.10.5632>
- Lozada, J. R., Soriano, P., & Costa, M. (2014). Relaciones suelo-vegetación en una toposecuencia del Escudo Guayanés, Venezuela. *Revista de Biología Tropical*, *62*(1), 385. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i1.11388>
- Lüdecke, D., Ben-Shachar, M., Patil, I., Waggoner, P., & Makowski, D. (2021). performance: An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models. *Journal of Open Source Software*, *6*(60), 3139. <https://doi.org/10.21105/joss.03139>
- Lundholm, J. (2009). Plant species diversity and environmental heterogeneity: Spatial scale and competing hypotheses. *Journal of Vegetation Science*, *20*, 377–391. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.05577.x>
- Lv, T., Wang, N., Xie, L., Chen, S., Zhao, R., Feng, Y., ... Fang, Y. (2022). Environmental Heterogeneity Affecting Community Assembly Patterns and Phylogenetic Diversity of Three Forest Communities at Mt. Huangshan, China. *Forests*, *13*(1), 133. <https://doi.org/10.3390/f13010133>
- MacMillan, R. A., & Shary, P. A. (2009). Chapter 9 Landforms and Landform Elements in Geomorphometry. En T. Hengl & H. I. Reuter (Eds.), *Geomorphometry: Concepts, Software, Applications* (Vol. 33, pp. 227–254). [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0166-2481\(08\)00009-3](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0166-2481(08)00009-3)
- Maestre, Fernando T. (2006). Linking the spatial patterns of organisms and abiotic factors to ecosystem function and management: insights from semi-arid environments. *Web Ecology*, *6*(1), 75–87. <https://doi.org/10.5194/we-6-75-2006>
- Maestre, Fernando T., & Escudero, A. (2008). Introducción. En F T Maestre, A. Escudero, & A. Bonet (Eds.), *Introducción al Análisis Espacial de Datos en Ecología y Ciencias Ambientales: Métodos y Aplicaciones* (pp. 1–34). Madrid: Dykinson.
- Maestre Gil, F. T., Escudero Alcántara, A., & Bonet Jornet, A. (2008). *Introducción al análisis espacial de datos en ecología y ciencias ambientales: Métodos y aplicaciones* (F. T. Maestre Gil, A. Escudero Alcántara, & A. Bonet Jornet, Eds.). <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2010000200012>
- Maguire, D. J., Batty, M., & Goodchild, M. F. (2005). *GIS, Spatial Analysis, and Modelling*. Redlands, California: ESRI Press.

- Malczewski, J. (2006). GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. *International Journal of Geographical Information Science*, 20(7), 703–726. <https://doi.org/10.1080/13658810600661508>
- Maldonado-Enríquez, D., Ortega-Rubio, A., Cámara Breceda Solís, A. M., Díaz-Castro, S. C., Sosa-Ramírez, J., & Martínez-Rincón, R. O. (2020). Trend and variability of NDVI of the main vegetation types in the Cape Region of Baja California Sur. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 91. <https://doi.org/10.22201/IB.20078706E.2020.91.3213>
- Manzo-Delgado, L. de L., & López-García, J. (2020). Análisis espacial y temporal de áreas quemadas en 1998, 2003 y 2015 en la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Chiapas, México. *Bosque*, 41(1), 11–24. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002020000100011>
- Manzo Delgado, L. de L. (2009). Análisis satelital multitemporal de la vegetación. En R. Aguirre-Gomez (Ed.), *Conceptos de Geomática y estudios de caso en México* (1ra ed., pp. 241–260). Recuperado de <http://www.publicaciones.igg.unam.mx/index.php/ig/catalog/view/18/18/53-1>
- Manzo, L. de L., & Meave, J. (2003). *La vegetación vista desde el espacio*. 24.
- Marin, R., & Tweedie, C. (2011). *Land cover classification of a northern Chihuahuan Desert mountain ecosystem using Ikonos satellite imagery*.
- Markgraf, R., Doyon, F., & Kneeshaw, D. (2020). Forest Landscape Heterogeneity Increases Shrub Diversity at the Expense of Tree Seedling Diversity in Temperate Mixedwood Forests. *Forests*, 11(2). <https://doi.org/10.3390/f11020160>
- Martínez-Barbáchano, R., & Solís-Miranda, G. A. (2018). Caracterización Espectral y Detección de Flecha Seca en Palma Africana en Puntarenas, Costa Rica. *Revista Geográfica de América Central*, 2(61), 329. <https://doi.org/10.15359/rgac.61-2.13>
- Martínez Fernández, J. (2006). Agua y sostenibilidad: algunas claves desde los sistemas áridos. *Polis*, 14. Recuperado de <http://journals.openedition.org/polis/5096>
- Martínez, J., & Fernández, A. (2004). *Cambio climático: una visión desde México*. Recuperado de <https://www.ccmss.org.mx/acervo/cambio-climatico-una-vision-desde-mexico/>
- Mas, J. F., Reyes Díaz Gallegos, J., & Pérez Vega, A. (2012). Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión. *Investigaciones Geográficas*, (51), 53–72. <https://doi.org/10.14350/rig.30414>
- Mata Balderas, J., Treviño Garza, E., Jiménez Pérez, J., Aguirre Calderón, Ó., Alanís Rodríguez, E., & Mora Olivo, A. (2015). Estructura y composición florística del matorral desértico rosetófilo del noreste de México. *Ciencia UANL*, 18(75), 67–74.
- Mateo Rodríguez, J. M., & Ortiz Pérez, M. A. (2001). *La degradación de los paisajes como concepción teórico-metodológica*. La Habana. Cuba: Universidad de La Habana.
- Matsuura, T., Sugimura, K., Miyamoto, A., & Tanaka, N. (2014). Knowledge-Based Estimation of Edible Fern Harvesting Sites in Mountainous Communities of Northeastern Japan. *Sustainability*, Vol. 6. <https://doi.org/10.3390/su6010175>
- Matteucci, S. D., & Colma, A. (1981). *Metodología para el estudio de la vegetación*. Organización de los Estados Americanos.
- Mcfarland, T. M., Van Riper, C., & Johnson, G. E. (2012). Evaluation of NDVI to assess avian abundance and richness along the upper San Pedro River. *Journal of Arid Environments*, 77(1), 45–53. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.09.010>
- McKenzie, D., & Halpern, C. B. (1999). Modeling the distributions of shrub species in Pacific northwest forests. *Forest Ecology and Management*, 114(2–3), 293–307. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00360-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00360-0)
- Mcneely, J. (2003). Biodiversity in arid regions: Values and perceptions. *Journal of Arid Environments - J ARID ENVIRON*, 54, 61–70. <https://doi.org/10.1006/jare.2001.0890>
- Meigs, P. (1953). World Distribution of Arid and Semi-Arid Homoclimate. En UNESCO (Ed.), *Reviews of Research on Arid Zone Hydrology* (pp. 203–210). Paris.
- Mejia, N., Meave, J., & Díaz-Avalos, C. (2011). Spatial structure of the abiotic environment and its association with sapling community structure and dynamics in a cloud forest. *International journal of biometeorology*, 56, 305–318. <https://doi.org/10.1007/s00484-011-0434-5>
- Melville, E. G. K. K. (1990). Environmental and Social Change in the Valle del Mezquital, Mexico, 1521-1600. *Comparative Studies in Society and History*, 32(1), 24–53. <https://doi.org/10.1017/S0010417500016327>

- Meyer, N., Maumy-Bertrand, M., & Bertrand, F. (2010). Comparaison de la regression PLS et de la regression logistique PLS : application aux donnees d'allelotypage. *Journal de la Societe Francaise de Statistique*. Recuperado de <http://journal-sfds.fr/article/view/47>
- Mitchell, A. (2012). *Modeling Suitability, Movement, and Interaction*. Redlands, California: ESRI Press.
- Mobaraki, O., Abdollahzadeh, M., & Kamelifar, Z. (2014). Site suitability evaluation for ecotourism using GIS and AHP: A case study of Isfahan Townships, Iran. *Management Science Letters*, 4(8), 1893–1898. <https://doi.org/10.5267/j.msl.2014.6.038>
- Monroy Becerril, R. (2015). *Distribución potencial de cinco especies exóticas invasoras en la sierra de Zapalinamé, Coahuila, México*. Saltillo, Coahuila.
- Montaño-Arias, N., García-Sánchez, R., Ochoa-de la Rosa, G., & Monroy-Ata, A. (2006). Relación entre la vegetación arbustiva, el mezquite y el suelo de un ecosistema semiárido en México. *Terra Latinoamericana*, 24, 193–205.
- Montaño-Arias, N., & Monroy Ata, A. (2000). Conservación ecológica de suelos en zonas áridas y semiáridas en México. *Ciencia y desarrollo*, 26, 26–37.
- Montes-León, M. A. L., Uribe-Alcántara, E. M., & García-Celis, E. (2011). Mapa nacional de erosión potencial. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 2(1), 5–17.
- Mora Donjuán, C., Jiménez Pérez, A. A., Alanís Rodríguez, E., Rubio Camacho, E. A., Yerena Yamallel, J. I., & González Tagle, M. A. (2013). Efecto de la ganadería en la composición y diversidad arbórea y arbustiva del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 4(17), 124–137. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-11322013000300012
- Moran, P. A. P. (1950). Notes on Continuous Stochastic Phenomena. *Biometrika*, 37(1), 17–23.
- Moreno-Fernández, D., Cañellas, I., & Alberdi, I. (2021). Shrub richness is primarily driven by climate conditions in Southwestern European woodlands. *Annals of Forest Science*, 78(4), 98. <https://doi.org/10.1007/s13595-021-01117-5>
- Moreno Alcántara, B., Garret Ríos, M. G., & Fierro Alonso, U. (2006). *Otomías del Valle del Mezquital*. México: CDI.
- Moreno, C. E. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. *M&T - Manuales y Tesis SEA*, 1, 84.
- Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E., & Pavón, N. P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: Alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82(4), 1249–1261. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.4.745>
- Moser, D., Dullinger, S., Englisch, T., Niklfeld, H., Plutzer, C., Sauberer, N., ... Grabherr, G. (2005). Environmental determinants of vascular plant species richness in the Austrian Alps. *Journal of Biogeography*, 32(7), 1117–1127. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01265.x>
- Muenchow, J., Bräuning, A., Rodríguez, E. F., & von Wehrden, H. (2013). Predictive Mapping of Species Richness and Plant Species' Distributions of a Peruvian Fog Oasis Along an Altitudinal Gradient. *Biotropica*, 45(5), 557–566. <https://doi.org/10.1111/btp.12049>
- Muldavin, E. H., Neville, P., & Harper, G. (2001). Indices of grassland biodiversity in the Chihuahuan desert ecoregion derived from remote sensing. *Conservation Biology*, 15(4), 844–855. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.015004844.x>
- Muñoz-Jiménez, J. (1998). Paisaje y geosistema. Una aproximación desde la Geografía Física. En E. Martínez de Pisón (Ed.), *Paisaje y medio ambiente* (pp. 45–56). Valladolid: Fundación Duques de Soria-Universidad de Valladolid.
- Mutke, J., & Barthlott, W. (2005). Patterns of vascular plant diversity at continental to global scale. *Biologische Skrifter*, 55, 521–537.
- Nagata Shimabuku, M. (1996). Los sistemas de información geográfica (SIG): una herramienta en la gestión del espacio propuesta a un mapa de aptitud de suelos en la cuenca hidrográfica del Colca. *Espacio y Desarrollo*, 0(8), 161–186.
- Nagendra, H. (2001). Using remote sensing to assess biodiversity. *International Journal of Remote Sensing*, 22(12), 2377–2400.
- Nagendra, H., Rocchini, D., Ghatge, R., Sharma, B., & Pareeth, S. (2010). Assessing plant diversity in a dry tropical forest: Comparing the utility of landsat and ikonos satellite images. *Remote Sensing*, 2(2), 478–496. <https://doi.org/10.3390/rs2020478>
- Neumann, C., Itzerott, S., Weiss, G., Kleinschmit, B., & Schmidtlein, S. (2016). Mapping multiple plant species abundance patterns - A multiobjective optimization procedure for combining reflectance spectroscopy and species ordination. *Ecological Informatics*, 36, 61–76. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2016.10.002>

- Ngangyo-Heya, M., Foroughbakhch-Pournavab, R., Carrillo-Parra, A., Salas-Cruz, L. R., Alvaradovazquez, M. A., & Bustamante-Garcia, V. (2017). Foliar biomass production and litterfall pattern of five timber species in forest plantations of semiarid lands of the northeastern Mexico. *Botanical Sciences*, *95*(2), 295–305. <https://doi.org/10.17129/botsci.770>
- Nichols, W. F., Killingbeck, K. T., & August, P. V. (1998). The influence of geomorphological heterogeneity on biodiversity: II. A landscape perspective. *Conservation Biology*, *12*(2), 371–379. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1998.96237.x>
- Nobel, P. S. (1981). Influences of Photosynthetically Active Radiation on Cladode Orientation, Stem Tilting, and Height of Cacti. *Ecology*, *62*(4), 982–990. <https://doi.org/10.2307/1936997>
- Nunes, A., Köbel, M., Pinho, P., Matos, P., Costantini, E. A. C., Soares, C., ... Branquinho, C. (2019). Local topographic and edaphic factors largely predict shrub encroachment in Mediterranean drylands. *Science of the Total Environment*, *657*, 310–318. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.475>
- O'Brien, E. M. (1993). Climatic Gradients in Woody Plant Species Richness: Towards an Explanation Based on an Analysis of Southern Africa's Woody Flora. *Journal of Biogeography*, *20*(2), 181–198. <https://doi.org/10.2307/2845670>
- O'Brien, E. M., Field, R., & Whittaker, R. J. (2000). Climatic Gradients in Woody Plant (Tree and Shrub) Diversity: Water-Energy Dynamics, Residual Variation, and Topography. *Oikos*, *89*(3), 588–600. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/3547645>
- O'Neill, R. V. (2014). 10. *Perspectives in Hierarchy and Scale* (J. Roughgarden, R. M. May, & S. A. Levin, Eds.). <https://doi.org/doi:10.1515/9781400860180.140>
- Oldeland, J., Wesuls, D., Rocchini, D., Schmidt, M., & Jürgens, N. (2010). Does using species abundance data improve estimates of species diversity from remotely sensed spectral heterogeneity? *Ecological Indicators*, *10*(2), 390–396. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.07.012>
- Othón de Mendizábal, M. (1941). La evolución agropecuaria en el Valle del Mezquital: Contribucion al estudio de la Historia Economica y Social del Mexico Colonial. *Investigación Económica*, *1*(2), 149–190. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/42775975>
- Oyola Vergel, A. F. (2009). *Heterogeneidad de la vegetación en un paisaje de origen glacial en el páramo de las cruces, Sierra de la Culata. Mérida, Venezuela* (Universidad de Los Andes). Recuperado de <http://repositorioslatinoamericanos.uchile.cl/handle/2250/217946>
- Palacio Buendía, A. V. (2017). *Análisis de percepción en la gestión de espacios naturales y el uso de sistemas de información geográfica de participación pública* (Universitat Rovira i Virgili). Recuperado de <https://www.tesisenred.net/handle/10803/586066#page=1>
- Palacios, R. A. G. (2006). Los Mezquites Mexicanos: Biodiversidad y Distribución Geográfica. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, *41*(1–2), 99–121.
- Palmer, M. W., Earls, P. G., Hoagland, B. W., White, P. S., & Wohlgemuth, T. (2002). Quantitative tools for perfecting species lists. *Environmetrics*, *13*(2), 121–137. <https://doi.org/10.1002/env.516>
- Palmer, M. W., Wohlgemuth, T., Earls, P., Arévalo, J. R., & Thompson, S. (2000). Opportunities for long-term ecological research at the Tallgrass Prairie Preserve, Oklahoma. En K. Lajtha & K. Vanderbilt (Eds.), *Cooperation in Long Term Ecological Research in Central and Eastern Europe: Proceedings of ILTER Regional Workshop* (pp. 123–128). Recuperado de https://lternet.edu/archives/documents/reports/ILTER/ilter_c-e_Europe/section_6.html#6
- Parker, A. J. (1982). THE TOPOGRAPHIC RELATIVE MOISTURE INDEX: AN APPROACH TO SOIL-MOISTURE ASSESSMENT IN MOUNTAIN TERRAIN. *Physical Geography*, *3*(2), 160–168. <https://doi.org/10.1080/02723646.1982.10642224>
- Parma, R., & Shataee, S. (2013). Estimation of species diversity of trees and shrubs using ETM + sensor data (Case study of forests in Qalajah Kermanshah province). *International Journal of Advance Biological and Biomedical Research (IJBBR)*, *1*(1), 71–78. Recuperado de <http://www.ijabbr.com>
- Patrick, C. J., McCluney, K. E., Ruhi, A., Gregory, A., Sabo, J., & Thorp, J. H. (2021). Multi-scale biodiversity drives temporal variability in macrosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *19*(1), 47–56. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/fee.2297>
- Pau, S., Gillespie, T. W., & Wolkovich, E. M. (2012). Dissecting NDVI-species richness relationships in Hawaiian dry forests. *Journal of Biogeography*, *39*(9), 1678–1686. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2012.02731.x>
- Pausas, J. G., Carreras, J., Ferré, A., & Font, X. (2003). Coarse-Scale Plant Species Richness in Relation to Environmental Heterogeneity. *Journal of Vegetation Science*, *14*(5), 661–668. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/3236942>
- Pedrotti, F. (2013). *Plant and Vegetation Mapping*. Camerino: Springer.

- Pedroza Sandoval, A., Sánchez Cohen, I., Becerra López, J. L., Ramos Cortez, E., Reyes Bernabé, C., Rosales Palacios, L. V., & Vargas Piedra, G. (2014). Regionalización de zonas con escaso régimen pluvial: Estudio de caso zona Centro-Norte del estado de Durango, México. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, *XIII*(2), 71–85. <https://doi.org/10.5154/r.rchsza.2013.03.01>
- Peralta, C. (2010). *Revisión bibliográfica sobre la vegetación del Valle del Mezquital, Hidalgo*. Instituto Politécnico Nacional.
- Pérez-García, E., Meave, J., Villaseñor, J., Gallardo, A., & Lebrija-Trejos, E. (2010). Vegetation Heterogeneity and Life-Strategy Diversity in the Flora of the Heterogeneous Landscape of Nizanda, Oaxaca, Mexico. *Folia Geobotanica*, *45*, 143–161. <https://doi.org/10.1007/s12224-010-9064-7>
- Pérez Ruiz, E. (2005). *Estudio etnobotánico de plantas medicinales del Valle del Mezquital en Ixmiquilpan, Hidalgo*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Petchey, O. L., Casey, T., Jiang, L., McPhearson, P. T., & Price, J. (2002). Species Richness, Environmental Fluctuations, and Temporal Change in Total Community Biomass. *Oikos*, *99*(2), 231–240. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/3547904>
- Peters, D. P. C., Savoy, H. M., Stillman, S., Huang, H., Hudson, A. R., Sala, O. E., & Vivoni, E. R. (2021). Plant Species Richness in Multiyear Wet and Dry Periods in the Chihuahuan Desert. *Climate*, *9*(8). <https://doi.org/10.3390/cli9080130>
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, *190*(3), 231–259. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Philpot, W. (2010). *Spectral Reflectance of Wetted Soils*. <https://doi.org/10.13140/2.1.2306.0169>
- Pianka, E. R. (1966). Latitudinal Gradients in Species Diversity: A Review of Concepts. *The American Naturalist*, *100*(910), 33–46. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/2459377>
- Pla, L. (2006). Biodiversidad: inferencia basada en el índice de shannon y la riqueza. En *Interciencia* (Vol. 31). Recuperado de http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442006000800008
- Pla, L., Matteucci, S., & Colma, A. (1979). *Análisis regional de la vegetación y el ambiente del Estado Falcón. Volumen 4: La metodología*. Coro: Instituto Universitario de Tecnología.
- Priego-Santander, Á., Moreno-Casasola, P., Palacio-Prieto, J. L., López-Portillo, J., & Geissert-Kientz, D. (2003). Relación entre la heterogeneidad del paisaje y la riqueza de especies de flora en cuencas costeras del estado de Veracruz, México. *Investigaciones Geográficas*, *52*(52), 31–52. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/igeo/n52/n52a3.pdf>
- QGIS.org. (2021). *QGIS Geographic Information System*. Recuperado de <http://www.qgis.org>
- Quoreshi, A. M., Kumar, V., Adeleke, R., Qu, L., & Atangana, A. R. (2022). Soils and vegetation in desert and arid regions: Soil system processes, biodiversity and ecosystem functioning, and restoration. *Frontiers in Environmental Science*, *10*. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.962905>
- R Core Team. (2021). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Recuperado de <https://www.r-project.org/>
- Ramírez Calva, V. C. (2013). Sistemas de riego en Ixmiquilpan, Tetepango y Tula, siglos XVII-XIX. *Relaciones. Estudios de Historia y Sociedad*, *XXXIV*(136), 147–185. <https://doi.org/10.24901/rehs.v34i136.166>
- Ramírez Martínez, J. E. (1998). *Análisis económico regional del Valle del Mezquital; observaciones de desarrollo*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Ramos, M. B., Diniz, F. C., de Almeida, H. A., de Almeida, G. R., Pinto, A. S., Meave, J. A., & Lopes, S. de F. (2020). The role of edaphic factors on plant species richness and diversity along altitudinal gradients in the Brazilian semi-arid region. *Journal of Tropical Ecology*, *36*(5), 199–212. <https://doi.org/10.1017/S0266467420000115>
- Rangel, T. F., Diniz-Filho, J. A. F., & Bini, L. M. (2010). SAM: a comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. *Ecography*, *33*(1), 46–50. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06299.x>
- Richard, J. F. (1989). *Méthode d'analyse des paysages*. Paris: ORSTOM.
- Richerson, P. J., & Lum, K. (1980). Patterns of Plant Species Diversity in California: Relation to Weather and Topography. *The American Naturalist*, *116*(4), 504–536. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/2460443>
- Ricklefs, R. E. (1977). Environmental Heterogeneity and Plant Species Diversity: A Hypothesis. *The American Naturalist*, *111*(978), 376–381. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/2460072>

- Ricklefs, R., & Schluter, D. (1993). Species diversity: regional and historical influences. En R. Ricklefs & D. Schluter (Eds.), *Species Diversity in Ecological Communities*. Chicago: Chicago University Press.
- Rico Mancebo del Castillo, Y. (2017). La conectividad del paisaje y su importancia para la biodiversidad. *Saber Más*, (34), 28–30.
- Riesco Chueca, P., Gómez Zotano, J., & Álvarez Sala, D. (2008). Región, comarca, lugar: escalas de referencia en la metodología del paisaje. *Cuadernos Geográficos*, (43), 227–255. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=17104311>
- Riley, S., Degloria, S., & Elliot, S. D. (1999). A Terrain Ruggedness Index that Quantifies Topographic Heterogeneity. *Internation Journal of Science*, 5, 23–27.
- Rios Saucedo, J., Trucíos, R., Valenzuela-Núñez, L., Sosa, G., & Rosales-Serna, R. (2011). *Importancia de las poblaciones de mezquite en el norte-centro de México*.
- Rivera Aguilar, V., Manuell Cacheux, I., Godínez Alvarez, H., Rivera-Aguilar, V., Manuell-Cacheux, I., & Godínez-Alvarez, H. (2004). Las costras biológicas del suelo y las zonas áridas. *Ciencias*, 75, 24–27. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/644/64407504.pdf>
- Robinson, H. S., & Weckworth, B. (2016). *Chapter 29 - Landscape Ecology: Linking Landscape Metrics to Ecological Processes* (T. McCarthy & D. B. T.-S. L. Mallon, Eds.). <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802213-9.00029-8>
- Rocchini, D., Ricotta, C., & Chiarucci, A. (2007). Using satellite imagery to assess plant species richness : The role of multispectral systems. *Applied Vegetation Science*, 10(2002), 325–331. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2007.tb00431.x>
- Rocchini, Duccio. (2007). Effects of spatial and spectral resolution in estimating ecosystem ??-diversity by satellite imagery. *Remote Sensing of Environment*, 111(4), 423–434. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.03.018>
- Rodríguez-Valero, M. I., & Alonso-Sarria, F. (2019). Clasificación de imágenes Landsat 8 en la Demarcación Hidrográfica del Segura. *Revista de Teledeteccion*, 2019(53), 33–44. <https://doi.org/10.4995/raet.2019.11016>
- Rodríguez, A., Castro-Castro, A., Vargas-Amado, G., Vargas-Ponce, O., Zamora-Tavares, P., González-Gallegos, J., ... Munguía-Lino, G. (2018). Richness, geographic distribution patterns, and areas of endemism of selected angiosperm groups in Mexico. *Journal of Systematics and Evolution*, 56(5), 537–549. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/jse.12457>
- Rojas, S., Castillejos-Cruz, C., & Solano, E. (2014). Florística y relaciones fitogeográficas del matorral xerófilo en el Valle de Tecozautla, Hidalgo, México. *Botanical Sciences*, 91(3), 273. <https://doi.org/10.17129/botsci.8>
- Romero-Alvarez, H. (1997). Case Study VII - The Mezquital Valley, Mexico. En R. Helmer & I. Hespanhol (Eds.), *Water Pollution Control: A Guide to the Use of Water Quality Management Principles* (pp. 397–408). London: WHO, UNEP.
- Rosenzweig, M. L. (1995). *Species Diversity in Space and Time*. <https://doi.org/DOI: 10.1017/CBO9780511623387>
- Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., & Deering, D. . (1973). Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS (Earth Resources Technology Satellite). *Proceedings of 3rd Earth Resources Technology Satellite Symposium*, 309–317. Recuperado de <https://ntrs.nasa.gov/api/citations/19740022592/downloads/19740022592.pdf>
- Ruiz-Barrera, C. N. (2012). *Distribución y Etnobotánica de Echinocactus platyacanthus Link & Otto (Cactaceae) en el Valle del Mezquital*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Ruiz Durán, M. E., Orozco Hernández, M. E., Granados Ramírez, R., & Álvarez Artega, G. (2017). Cambio de uso de suelo e índice de vegetación normalizada (NDVI), subcuenca del río Salado, México. *Geografía y Sistemas de Información Geográfica*, 9(9), 39–50. Recuperado de http://ri.uaemex.mx/bitstream/handle/20.500.11799/68525/02_Cambio_de_uso_de_suelo.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Rzedowski, J. (1973). Geographical relationships of the flora of Mexican dry regions. En A. Graham (Ed.), *Vegetation and vegetational history of northern Latin America* (pp. 61–72). Amsterdam: Elsevier.
- Rzedowski, J. (1978). *Vegetación de México*. Limusa.
- Rzedowski, J. (2006). Capítulo 15. Matorral Xerófilo. En Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Ed.), *Vegetación de México* (1er Ed, p. 504). Recuperado de https://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMx_Cont.pdf
- Saaty, T. L. (2008). Relative measurement and its generalization in decision making why pairwise comparisons are central in mathematics for the measurement of intangible factors the analytic hierarchy/network process. *RACSAM - Revista de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Serie A. Matemáticas*, 102(2), 251–318. <https://doi.org/10.1007/BF03191825>

- Salas Pascual, M., Fernández Negrín, E., Quintana Vega, G., & del Arco Aguilar, M. J. (2017). Efecto de la inclinación y pedregosidad sobre el reparto del agua de lluvia, su cuantificación y aplicación al estudio de la vegetación en zonas áridas. *Investigaciones Geográficas*, 2017(92), 1–2. <https://doi.org/10.14350/rig.55204>
- Samara e Silva Medeiros, E., Clemente Machado, C. C., Domiciano Galvêncio, J., Beserra de Moura, M. S., Farias Pereira de Araujo, H., Machado, C. C. C., ... de Araujo, H. F. P. (2019). Predicting plant species richness with satellite images in the largest dry forest nucleus in South America. *Journal of Arid Environments*, 166, 43–50. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.03.001>
- Samimi, C., & Kraus, T. (2004). Biomass estimation using Landsat-TM and -ETM+. Towards a regional model for Southern Africa? *GeoJournal*, 59, 177–187. <https://doi.org/10.1023/B:GEJO.0000026688.74589.58>
- Samways, M. J., Bazelet, C. S., & Pryke, J. S. (2010). Provision of ecosystem services by large scale corridors and ecological networks. *Biodiversity and Conservation*, 19(10), 2949–2962.
- Sánchez-Soto, B. H., García-Moya, E., Reyes-Olivas, Á., Romero-Manzanares, A., & Luna-Cavazos, M. (2016). Factores topográficos y edáficos que influyen en la estructura de especies perennes de islas de la costa de Sinaloa, México. *Botanical Sciences*, 94(1), 63–73. <https://doi.org/10.17129/botsci.219>
- Sánchez de Dios, R., Cabal Ruano, C., Domínguez Lozano, F., Sainz Ollero, H., & Moreno Saiz, J. C. (2017). The role of criteria in selecting important areas for conservation in biodiversity-rich territories. *Diversity and Distributions*, 23(4), 368–380. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ddi.12535>
- Sánchez, J.-E. (1990). *Espacio, economía y sociedad*. Barcelona, España: Siglo XXI de España Editores.
- Sanders, N. J., Moss, J., & Wagner, D. (2003). Patterns of ant species richness along elevational gradients in an arid ecosystem. *Global Ecology and Biogeography*, 12(2), 93–102. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00324.x>
- Santibáñez-Andrade, G., Castillo-Argüero, S., Zavala-Hurtado, A. J., Orea, Y. M., & Apolinar, M. H. (2009). La heterogeneidad ambiental en un matorral xerófilo. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 85, 71–79. <https://doi.org/10.17129/BOTSCI.2304>
- Santos, M. (2000). *La naturaleza el espacio. Técnica y tiempo. Razón y emoción*. Barcelona, España: Editorial Ariel.
- Saravia, L. (2009). *Algunas cuestiones sobre el espacio en Ecología: Modelos, datos y aplicaciones*. Universidad de Buenos Aires.
- Schlesinger, W., & Pilmanis, A. (1998). Plant-soil Interactions in Deserts. *Biogeochemistry*, 42. <https://doi.org/10.1023/A:1005939924434>
- Schmidt, R. H. (1979). A climatic delineation of the real Chihuahuan Desert. *Journal of Arid Environments*, 2, 243–250.
- Segev, U. (2010). Regional patterns of ant-species richness in an arid region: The importance of climate and biogeography. *Journal of Arid Environments*, 74(6), 646–652. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2009.11.001>
- SGM. (1995). Edición de cartas geológico-mineras y geoquímicas escala 1:50,000. Recuperado el 2 de noviembre de 2014, de http://www.sgm.gob.mx/cartas/Cartas_Ed50.jsp
- Shackelford, N., & Suding, K. (2020). Global Arid Zone Project. <https://doi.org/10.22201/iifs.18704913e.1971.17.1092>
- Sharma, C., Suyal, S., Gairola, S., & Ghildiyal, S. K. (2009). Species richness and diversity along an altitudinal gradient in moist temperate forest of Garhwal Himalaya. *Marsland Press Journal of American Science*, 5, 119–128.
- Shimadzu, H., Dornelas, M., Henderson, P. A., & Magurran, A. E. (2013). Diversity is maintained by seasonal variation in species abundance. *BMC Biology*, 11. <https://doi.org/10.1186/1741-7007-11-98>
- Shmida, A., & Wilson, M. V. (1985). Biological Determinants of Species Diversity. *Journal of Biogeography*, 12(1), 1–20. <https://doi.org/10.2307/2845026>
- Shreve, F. (1942). The desert vegetation of North America. *Botanical Review*, 8, 195–246.
- Shreve, F., Wiggins, I. L., & Benson, L. (1964). Vegetation and Flora of the Sonoran Desert. En *Science (New York, N.Y.)* (Vol. 144). <https://doi.org/10.1126/science.144.3619.720-a>
- Silvertown, J. (2004). Plant coexistence and the niche. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(11), 605–611. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.09.003>
- Slatyer, R. (1961). Methodology of a water balance study conducted on a desert woodland (*Acacia aneura* F.Muell.) community in central Australia. En UNESCO (Ed.), *Symposium on Plant-Water Relationships in Arid and Semi-arid Conditions* (pp. 15–26). Madrid.

- Slocombe, D. S. (1993). Environmental planning, ecosystem science, and ecosystem approaches for integrating environment and development. *Environmental Management*, 17(3), 289–303. <https://doi.org/10.1007/BF02394672>
- Smith, S. D., Monson, R. K., & Anderson, J. E. (1997). *Physiological Ecology of North American Desert Plants*. Berlin, Heidelberg: Springer.
- SMN. (2000). Normales Climatológicas por Estado. Recuperado el 31 de julio de 2022, de <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/normales-climatologicas-por-estado>
- Solís, E. J. A. (1992). *Inventario de vegetación en el Ejido Charcos de risa Municipio de Francisco I. Madero, Coahuila*. Universidad Autónoma de Coahuila.
- Sommer, J. H., Kreft, H., Kier, G., Jetz, W., Mutke, J., & Barthlott, W. (2010). Projected impacts of climate change on regional capacities for global plant species richness. *Proceedings. Biological Sciences*, 277(1692), 2271–2280. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.0120>
- Sonnenschein, R., Kuemmerle, T., Udelhoven, T., Stellmes, M., & Hostert, P. (2011). Differences in Landsat-based trend analyses in drylands due to the choice of vegetation estimate. *Remote Sensing of Environment*, 115(6), 1408–1420. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.01.021>
- Sosa, M., Galarza, J. L., Lebgue, T., Soto, R., & Puga, S. (2006). Clasificación de las comunidades vegetales en la Región Árida del Estado de Chihuahua, México. *Ecología Aplicada*, 5(1–2), 53–59. Recuperado de http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1726-22162006000100007&nrm=iso
- Soto, C. R. A., Castañeda, C., Garibay, L., & Parra, A. (2000). *Manual de Educación Ambiental para Comunidades del Desierto Chihuahuens*. Chihuahua: Universidad Autónoma de Chihuahua.
- Southwood, T. (1987). The concept and nature of the community. En J. H. R. Gee & P. S. Giller (Eds.), *Organization of communities: Past and present* (p. 576). <https://doi.org/DOI: 10.1017/S026646740000496X>
- St-Louis, V., Pidgeon, A. M., Clayton, M. K., Locke, B. A., Bash, D., & Radeloff, V. C. (2009). Satellite image texture and a vegetation index predict avian biodiversity in the Chihuahuan Desert of New Mexico. *Ecography*, 32(3), 468–480. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05512.x>
- Stein, A. (2015). Environmental heterogeneity–species richness relationships from a global perspective. *Frontiers of Biogeography*, 7(4), 168–173. <https://doi.org/10.21425/f5fbg27952>
- Stein, A., Gerstner, K., & Kreft, H. (2014). Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology Letters*, 17(7), 866–880. Recuperado de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/ele.12277>
- Stewart, A. J. A., John, E. A., & Hutchings, M. J. (2000). The world is heterogeneous: ecological consequences of living in a patchy environment. En M. J. Hutchings, E. A. John, & A. J. A. Stewart (Eds.), *The Ecological Consequences of Environmental Heterogeneity* (pp. 1–8). Oxford: Blackwell Science Ltd.
- Stohlgren, T. J., Guenther, D. A., Evangelista, P. H., & Alley, N. (2005). Patterns of plant species richness, rarity, endemism, and uniqueness in an arid landscape. *Ecological Applications*, 15(2), 715–725. <https://doi.org/10.1890/03-5352>
- Suárez-Mota, M. E., Villaseñor, J. L., & Ramírez-Aguirre, M. B. (2018). Sitios prioritarios para la conservación de la riqueza florística y el endemismo de la Sierra Norte de Oaxaca, México. *Acta botánica mexicana*. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-71512018000300004&nrm=iso
- Suess, S., van der Linden, S., Okujeni, A., Griffiths, P., Leitão, P. J., Schwieder, M., & Hostert, P. (2018). Characterizing 32 years of shrub cover dynamics in southern Portugal using annual Landsat composites and machine learning regression modeling. *Remote Sensing of Environment*, 219, 353–364. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.10.004>
- Tahiri, A. Z., Carmi, G., & Ünlü, M. (2021). Promising Water Management Strategies for Arid and Semiarid Environments. En G. Carmi (Ed.), *Landscape Architecture: Processes and Practices Towards Sustainable Development* (p. 166). <https://doi.org/10.5772/intechopen.87103>
- Tamme, R., Hiiesalu, I., Laanisto, L., Szava-Kovats, R., & Pärtel, M. (2010). Environmental heterogeneity, species diversity and co-existence at different spatial scales. *Journal of Vegetation Science*, 21(4), 796–801. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01185.x>
- Tang, L., Li, T., Li, D., & Meng, X. (2014). Elevational Patterns of Plant Richness in the Taibai Mountain, China. *The Scientific World Journal*, 2014, 309053. <https://doi.org/10.1155/2014/309053>
- Teledet. (2015). Estimación de la exactitud de una clasificación. Recuperado el 12 de marzo de 2021, de <http://www.teledet.com.uy/tutorial-imagenes-satelitales/clasificacion-matriz-confusion-1.htm>

- Terradas, J. (2001). *Ecología de la Vegetación*. Barcelona, España: Omega.
- Thakkar, A. K., Desai, V. R., Patel, A., & Potdar, M. B. (2017). Post-classification corrections in improving the classification of Land Use/Land Cover of arid region using RS and GIS: The case of Arjuni watershed, Gujarat, India. *Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 20(1), 79–89. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2016.11.006>
- Thornthwaite, C. W. (1948). An Approach toward a Rational Classification of Climate. *Geographical Review*, 38(1), 55–94. <https://doi.org/10.2307/210739>
- Tilman, D. (1982). Resource competition and community structure. *Monographs in Population Biology*, 17, 1–296.
- Tilman, D. (1994). Competition and Biodiversity in Spatially Structured Habitats. *Ecology*, 75(1), 2–16. <https://doi.org/10.2307/1939377>
- Tilman, D. (1997). Distinguishing between the Effects of Species Diversity and Species Composition. *Oikos*, 80(1), 185. <https://doi.org/10.2307/3546532>
- Tilman, D., & Kareiva, P. (1997). *Spatial Ecology: The Role of Space in Population Dynamics and Interspecific Interactions* (D. Tilman & P. Kareiva, Eds.). Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/j.ctv36zpzp>
- Tirado, R., Bråthen, K. A., & Pugnaire, F. I. (2015). Mutual positive effects between shrubs in an arid ecosystem. *Scientific Reports*, 5(9037), 1–8. <https://doi.org/10.1038/srep14710>
- Toledo, M., & Moguel, P. (1992). Ecología, geografía y producción rural: El problema de la conceptualización de la naturaleza. *Relaciones*, 13(50), 7–22. Recuperado de <https://www.colmich.edu.mx/relaciones25/files/revistas/050/VictorM.Toledo.pdf>
- Toledo, V., & Ordoñez, M. de J. (1998). El panorama de la biodiversidad de México: una revisión de los habitats terrestres. En T. P. Ramamoorthy (Ed.), *La Diversidad Biológica de México: Orígenes y Distribución* (pp. 739–757). Instituto de Biología, UNAM.
- Trewartha, G. T. (1954). *An Introduction to Climate*. New York: McGraw-Hill.
- Tripathi, P., Behera, M. D., & Roy, P. S. (2019). Spatial heterogeneity of climate explains plant richness distribution at the regional scale in India. *PLoS ONE*, 14(6), 1–16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0218322>
- Troll, C. (2003). Ecología del paisaje. *Gaceta Ecológica*, 71–84. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=53906808>
- Tsujino, R., & Yumoto, T. (2013). Vascular plant species richness along environmental gradients in a cool temperate to sub-alpine mountainous zone in central Japan. *Journal of Plant Research*, 126(2), 203–214. <https://doi.org/10.1007/s10265-012-0520-8>
- Turner, M. G., & Gardner, R. H. (2015). *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and process* (2nd ed.). Recuperado de http://www.andreasaltelli.eu/file/repository/Landscape_Ecology_in_Theory_and_Practice_.pdf
- UNESCO. (1976). Obstacles to the development of arid and semi-arid zones. *Science and Public Policy*, 3(3), 224–237. <https://doi.org/10.1093/spp/3.3.224>
- UNESCO. (1982). *Desarrollo de tierras áridas y semiáridas: obstáculos y perspectivas*. Recuperado de https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000024592_spa
- UNESCO. (2010). *Atlas de Zonas Áridas de América Latina y el Caribe*. Recuperado de https://www.cazalac.org/publico/fileadmin/templates/documentos/Atlas_de_Zonas_Aridas_de_ALC_Espanol.pdf
- Uribe, D., Geneletti, D., Del Castillo, R. F., & Orsi, F. (2014). Integrating Stakeholder Preferences and GIS-Based Multicriteria Analysis to Identify Forest Landscape Restoration Priorities. *Sustainability*, 6(2), 935–951. <https://doi.org/10.3390/su6020935>
- USGS. (2017). Global Visualization Viewer (GloVis). Recuperado de <https://glovis.usgs.gov/>
- Valencia, E. (2016). Efectos del cambio climático sobre los atributos de las comunidades bióticas y funcionamiento del ecosistema en zonas áridas. *Ecosistemas*, 25(3 SE-), 154–159. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2016.25-3.21>
- Valverde Padilla, P. L. (2002). Cambios en la abundancia, dominancia y diversidad de formas de vida vegetales entre laderas norte y sur en el Valle semiárido de Zapotitlán, Puebla. *ContactoS*, 45, 45–50. Recuperado de <http://www2.izt.uam.mx/newpage/contactos/anterior/n45ne/vidzap.pdf>
- van der Meer, F., Schmidt, K. S., Bakker, A., & Bijker, W. (2002). Environmental RS systems. En A. K. Skidmore (Ed.), *Environmental modelling with GIS and RS* (Primera, pp. 26–51). London: Taylor & Francis.

- van Etten, E. J. B., Davis, R. A., & Doherty, T. S. (2021). Fire in Semi-Arid Shrublands and Woodlands: Spatial and Temporal Patterns in an Australian Landscape. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.653870>
- van Rensburg, B. J., Chown, S. L., & Gaston, K. J. (2002). Species richness, environmental correlates, and spatial scale: a test using South African birds. *The American Naturalist*, 159(5), 566–577. Recuperado de <https://eprints.whiterose.ac.uk/1445/>
- Van Young, E. (1992). *Mexico's Regions: Comparative History & Development* (E. Van Young, Ed.). San Diego: University of California, Center for U.S.-Mexican Studies.
- Vanselow, K. A., & Samimi, C. (2014). Predictive mapping of dwarf shrub vegetation in an arid high mountain ecosystem using remote sensing and random forests. *Remote Sensing*, 6(7), 6709–6726. <https://doi.org/10.3390/rs6076709>
- Vázquez-Sánchez, M., Terrazas, T., & Arias, S. (2012). El hábito y la forma de crecimiento en la tribu Cactaceae (Cactaceae, Cactoideae). *Botanical Sciences*, 90(2), 97. <https://doi.org/10.17129/botsci.477>
- Velasco Santiago, C., & Ojeda Rivera, F. (1989). *Clasificación y caracterización fisonómica de la vegetación del Valle del Mezquital*, Hgo. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Velázquez Ruiz, A., Martínez R., L. M., & Carrillo González, F. M. (2012). Caracterización climática para la región de Bahía de Banderas mediante el sistema de Köppen, modificado por García, y técnicas de sistemas de información geográfica. *Investigaciones Geográficas. Boletín del Instituto de Geografía*, 79, 7–19. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/igeo/n79/n79a2.pdf>
- Vidal-Abarca, M. R., Gómez, R., & Suárez, M. L. (2004). Los ríos de las regiones semiáridas. *Ecosistemas*, 13(1). Recuperado de <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/219>
- Villa-Señor y Sánchez, A. (2006). *Teatro Americano : descripción general de los Reinos, y Provincias de la Nueva España, y sus jurisdicciones*. Recuperado de <http://www.cervantesvirtual.com/nd/ark:/59851/bmc959w5>
- Visser, H., & de Nijs, T. (2006). The Map Comparison Kit. *Environmental Modelling & Software*, 21(3), 346–358. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2004.11.013>
- von Wehrden, H., Zimmermann, H., Hanspach, J., Ronnenberg, K., & Wesche, K. (2009). Predictive Mapping of Plant Species and Communities Using GIS and Landsat Data in a Southern Mongolian Mountain Range. *Folia Geobotanica*, 44(3), 211–225. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/23064578>
- Wang, S., Fu, B. J., Gao, G. Y., Yao, X. L., & Zhou, J. (2012). Soil moisture and evapotranspiration of different land cover types in the Loess Plateau, China. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(8), 2883–2892. <https://doi.org/10.5194/hess-16-2883-2012>
- Ward, D. (2008). *Morphological and physiological adaptations of desert plants to the abiotic environment*. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199211470.003.0003>
- Warren, S. D., Alt, M., Olson, K. D., Irl, S. D. H., Steinbauer, M. J., & Jentsch, A. (2014). The relationship between the spectral diversity of satellite imagery, habitat heterogeneity, and plant species richness. *Ecological Informatics*, 24, 160–168. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2014.08.006>
- Waser, L. T., Stofer, S., Schwartz, M., Kuchler, M., Ivits, E., & Scheidegger, C. (2004). Prediction of biodiversity – correlation of remote sensing data with Lichen data samples. *Journal of Community Ecology*, 5, 121–133.
- Whittaker, R. J., & Field, R. (2000). Tree Species Richness Modelling: An Approach of Global Applicability? *Oikos*, 89(2), 399–402. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/3547336>
- Whittaker, R. J., Willis, K. J., & Field, R. (2001). Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography*, 28(4), 453–470. <https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2001.00563.x>
- Wiens, J. A. (1989). Spatial Scaling in Ecology. *Functional Ecology*, 3(4), 385. <https://doi.org/10.2307/2389612>
- Wiens, J. A., Stralberg, D., Jongsomjit, D., Howell, C. A., & Snyder, M. A. (2009). Niches, models, and climate change: Assessing the assumptions and uncertainties. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(Supplement 2), 19729 LP – 19736. <https://doi.org/10.1073/pnas.0901639106>
- Willig, M. R., Kaufman, D. M., & Stevens, R. D. (2003). Latitudinal Gradients of Biodiversity: Pattern, Process, Scale, and Synthesis. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(Hawkins 2001), 273–309. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.012103.144032>

- Willington, E., Nolasco, M. M., & Bocco, M. (2013). Clasificación supervisada de suelos de uso agrícola en la zona central de Córdoba (Argentina): comparación de distintos algoritmos sobre imágenes Landsat. *Congreso Argentino de AgroInformática, CAI 2013*. Recuperado de [https://rdu.unc.edu.ar/bitstream/handle/11086/17028/Clasificación supervisada de suelos de uso agrícola en la zona central de Córdoba %28Argentina%29 comparación de distintos algoritmos sobre imágenes Landsat.pdf?sequence=3&isAllowed=y](https://rdu.unc.edu.ar/bitstream/handle/11086/17028/Clasificación%20supervisada%20de%20suelos%20de%20uso%20agrícola%20en%20la%20zona%20central%20de%20Córdoba%20Argentina%29%20comparación%20de%20distintos%20algoritmos%20sobre%20imágenes%20Landsat.pdf?sequence=3&isAllowed=y)
- Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. (1978). *Predicting Rainfall Erosion Losses – a Guide to Conservation Planning*. Washington, D.C.: U.S. Department of Agriculture.
- Worldclim. (2020). WorldClim: Maps, graphs, tables, and data of the global climate. Recuperado el 23 de febrero de 2022, de <https://www.worldclim.org/>
- Wright, D. H. (1983). Species-Energy Theory: An Extension of Species-Area Theory. *Oikos*, 41(3), 496–506. <https://doi.org/10.2307/3544109>
- Xie, Y., Sha, Z., & Yu, M. (2008). Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review. *Journal of Plant Ecology*, 1(1), 9–23. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtm005>
- Xin Rong, L., Hui Juan, T., Ming Zhu, H., Xi Ping, W., Xiao Jun, L., Li, X. X., ... Xiao Jun, L. (2009). Patterns of shrub species richness and abundance in relation to environmental factors on the Alxa Plateau: Prerequisites for conserving shrub diversity in extreme arid desert regions. *Science in China, Series D: Earth Sciences*, 52(5), 669–680. <https://doi.org/10.1007/s11430-009-0054-7>
- Xu, Y., Dong, K., Jiang, M., Liu, Y., He, L., Wang, J., ... Gao, Y. (2022). Soil moisture and species richness interactively affect multiple ecosystem functions in a microcosm experiment of simulated shrub encroached grasslands. *Science of The Total Environment*, 803, 149950. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149950>
- Xue, R., Yang, Q., Miao, F., Wang, X., & Shen, Y. (2018). Slope aspect influences plant biomass, soil properties and microbial composition in alpine meadow on the Qinghai-Tibetan plateau. *Journal of soil science and plant nutrition*, 18, 1–12. Recuperado de http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-95162018000100001&nrm=iso
- Yan-Sui, L., Jie-Yong, W., & Li-Ying, G. (2006). GIS-based assessment of land suitability for optimal allocation in the Qinling Mountains, China. *Pedosphere*, 16(5), 579–586. Recuperado de <http://www.ignrr.cas.cn/xwzx/jxltwj/200703/W020090715580816632080.pdf>
- Yang, J., El-Kassaby, Y. A., & Guan, W. (2020). The effect of slope aspect on vegetation attributes in a mountainous dry valley, Southwest China. *Scientific Reports*, 10(1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-73496-0>
- Yang, T., Ala, M., Zhang, Y., Wu, J., Wang, A., & Guan, D. (2018). Characteristics of soil moisture under different vegetation coverage in Horqin Sandy Land, northern China. *PLoS One*, 13(6), 1–15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0198805>
- Yang, W., Ma, K., & Kreft, H. (2013). Geographical sampling bias in a large distributional database and its effects on species richness–environment models. *Journal of Biogeography*, 40(8), 1415–1426.
- Yang, Z., Liu, X., Zhou, M., Ai, D., Wang, G., Wang, Y., Lundholm, J. T. (2015). The effect of environmental heterogeneity on species richness depends on community position along the environmental gradient. *Scientific Reports*, 5(1), 15723. <https://doi.org/10.1038/srep15723>
- Zavala-Hurtado, J. A., & Jiménez, M. (2020). *Diversity and Uniqueness at Its Best: Vegetation of the Chihuahuan Desert*. https://doi.org/10.1007/978-3-030-44963-6_1
- Zelený, D., Li, C.-F., & Chytrý, M. (2010). Pattern of local plant species richness along a gradient of landscape topographical heterogeneity: Result of spatial mass effect or environmental shift? *Ecography*, 33, 578–589. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05762.x>
- Zeng, X. H., Zhang, W. J., Song, Y. G., & Shen, H. T. (2014). Slope aspect and slope position have effects on plant diversity and spatial distribution in the hilly region of Mount Taihang, North China. *Journal of Food, Agriculture and Environment*, 12(1), 391–397.
- Zhang, Q. P., Wang, J., Gu, H. L., Zhang, Z. G., & Wang, Q. (2018). Effects of continuous slope gradient on the dominance characteristics of plant functional groups and plant diversity in alpine meadows. *Sustainability (Switzerland)*, 10(12). <https://doi.org/10.3390/su10124805>
- Zharnikova, M. A., Alymbaeva, Z. H. B., Ayurzhanov, A. A., & Garmaev, E. Z. H. (2016). Vegetation cover dynamics of the Mongolian semiarid zone according to multi-temporal LANDSAT imagery (the case of Darkhan test range). *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 48(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/48/1/012015>

- Zonneveld, I. S. (2005). *Land Ecology: An Introduction to Landscape Ecology as a Base for Land Evaluation*. Amsterdam, The Netherlands: SPB Academic Publishing.
- Zunino, M., & Zullini, A. (2003). *Biogeografía: La dimensión espacial de la evolución*. Fondo de Cultura Económica.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R* (M. Gail, K. Krickberg, J. M. Samet, A. Tsiatis, & W. Wong, Eds.). <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>

Anexo A. Validación de los supuestos de la prueba de ANOVA

Normalidad y homocedasticidad de la riqueza (S, SL y SS) y abundancia (N, NL y NS) con respecto a la orientación.

Orientación	Sitios	S		SL		SS		N		NL		NS	
		SW	Bartlett	SW	Bartlett	SW	Bartlett	SW	Bartlett	SW	Bartlett	SW	Bartlett
Norte	18	0.0069	0.167	0.4810	0.1361	0.4662	0.2677	0.2104	0.0342	0.7761	0.3069	0.0002	2.06E-14
Noreste	15	0.0511		0.0784		0.3835		0.5594		0.6291		0.0098	
Este	8	0.3108		0.0282		0.5630		0.2331		0.8601		0.7552	
Sureste	6	0.9997		0.5712		0.3515		0.1553		0.2961		0.0091	
Sur	7	0.4906		0.4324		0.4021		0.8439		0.6799		0.0065	
Suroeste	14	0.5253		0.7783		0.3261		0.4858		0.7187		0.4459	
Oeste	8	0.6340		0.4784		0.3994		0.0837		0.6669		0.0157	
Noroeste	10	0.5260		0.9114		0.5839		0.9834		0.2688		0.0003	
	86	KW		KW		ANOVA		KW		ANOVA		KW	

S: riqueza; SL: riqueza de leñosas; SS: riqueza de suculentas; N: abundancia; NL: abundancia de leñosas y NS: abundancia de suculentas.

Normalidad y homocedasticidad de la riqueza (S, SL y SS) y abundancia (N, NL y NS) con respecto a la pendiente.

Pendiente (°)	Sitios	S		SL		SS		N		NL		NS	
		Shapiro-Wilk	Bartlett	Shapiro-Wilk	Bartlett	Shapiro-Wilk	Bartlett	Shapiro-Wilk	Bartlett	Shapiro-Wilk	Bartlett	Shapiro-Wilk	Bartlett
A	8	0.6514	0.4895	0.1981	0.1863	0.5630	0.5667	0.0253	0.01127	0.6215	0.969	1.91E-05	1.62E-14
B	26	0.7973		0.2315		0.4343		0.0531		0.6422		5.07E-06	
C	33	0.5475		0.6349		0.1963		0.2475		0.3416		6.08E-06	
D	19	0.0048		0.03777		0.6026		0.8479		0.9042		6.04E-01	
	86	KW		KW		ANOVA		KW		ANOVA		KW	

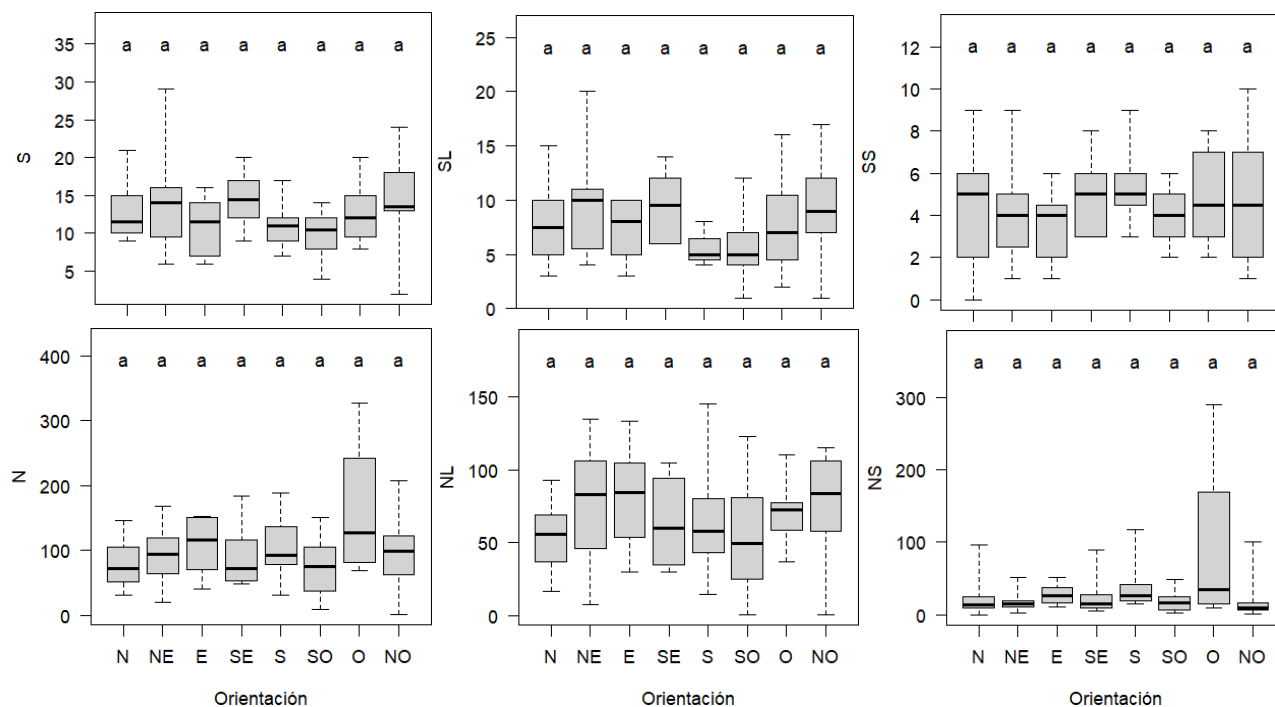
S: riqueza; SL: riqueza de leñosas; SS: riqueza de suculentas; N: abundancia; NL: abundancia de leñosas y NS: abundancia de suculentas.

Normalidad y homocedasticidad de la riqueza (S, SL y SS) y abundancia (N, NL y NS) con respecto al LSF.

LSF	Sitios	S		SL		SS		N		NL		NS	
		Shapiro-Wilk	Bartlett	Shapiro-Wilk	Bartlett	Shapiro-Wilk	Bartlett	Shapiro-Wilk	Bartlett	Shapiro-Wilk	Bartlett	Shapiro-Wilk	Bartlett
A	26	0.2733	0.0688	0.0043	0.2505	0.3208	0.8101	0.0462	0.0070	0.6279	0.7879	1.07E-06	6.44E-15
B	26	0.4801		0.8912		0.3732		0.8627		0.9311		5.35E-05	
C	22	0.0213		0.1353		0.1848		0.0037		0.5041		0.0009	
D	12	0.6422		0.1426		0.6541		0.4922		0.7252		0.8829	
	86	KW		KW		ANOVA		KW		ANOVA		KW	

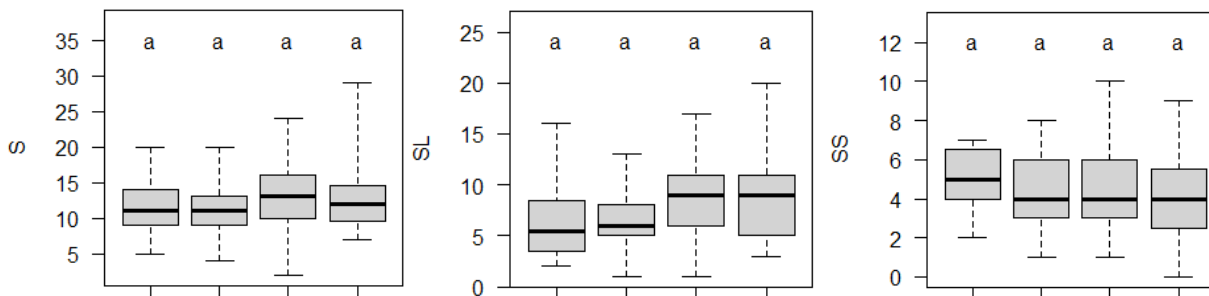
S: riqueza; SL: riqueza de leñosas; SS: riqueza de suculentas; N: abundancia; NL: abundancia de leñosas y NS: abundancia de suculentas.

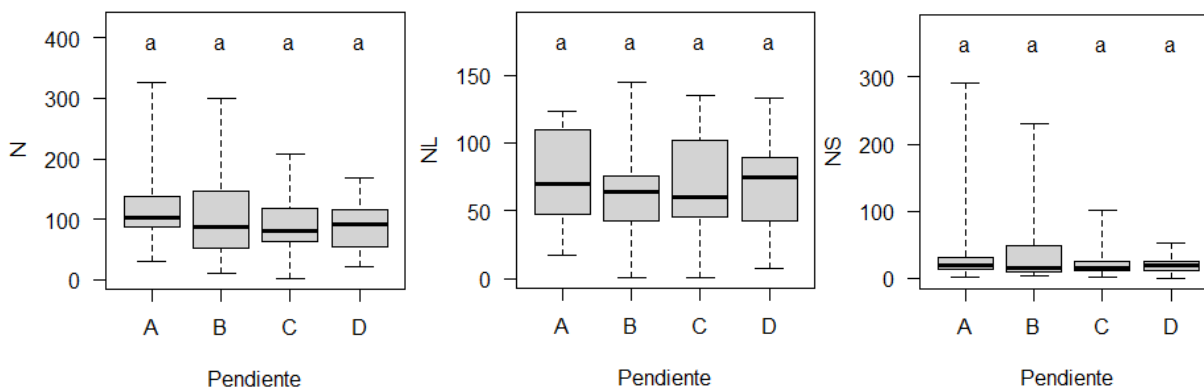
Boxplot de la riqueza y abundancia de plantas vasculares en función de la exposición (asp).



S: riqueza; SL: riqueza de líquenes; SS: riqueza de suculentas; N: abundancia; NL: abundancia de líquenes y NS: abundancia de suculentas.

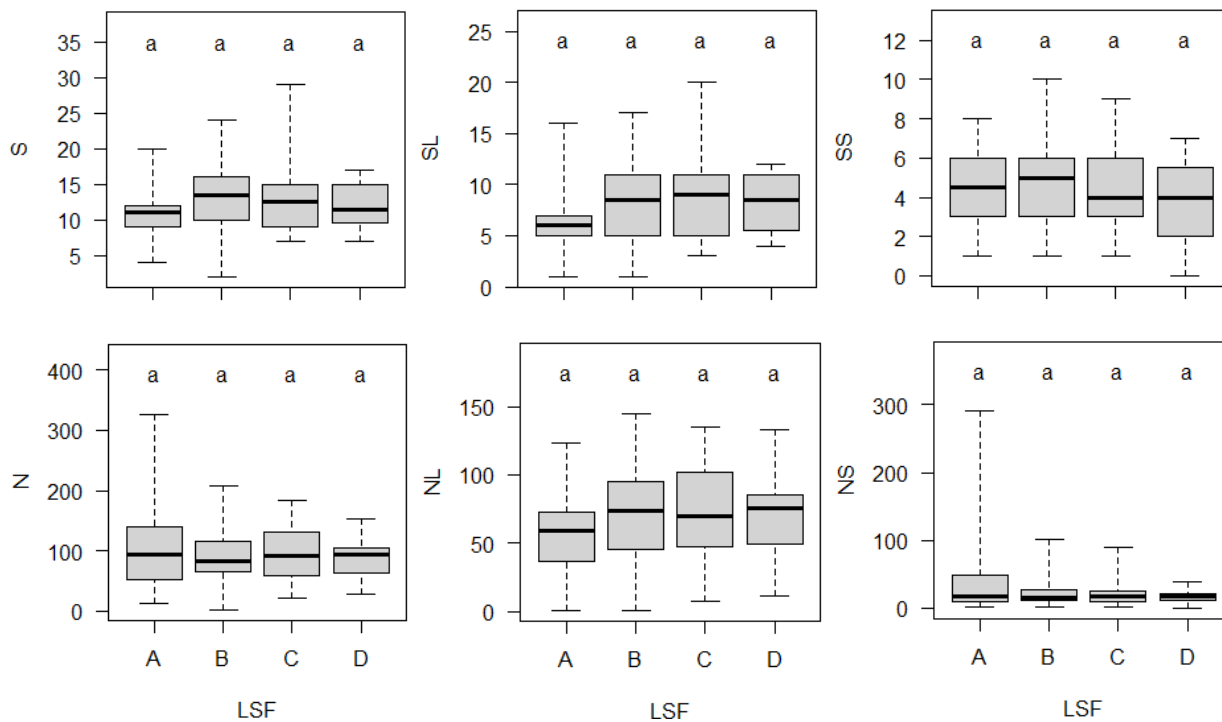
Boxplot de la riqueza y abundancia de plantas vasculares en función de la pendiente (slp).





S: riqueza; SL: riqueza de leñosas; SS: riqueza de suculentas; N: abundancia; NL: abundancia de leñosas y NS: abundancia de suculentas.

Boxplot de la riqueza y abundancia de plantas vasculares en función del LSF.



S: riqueza; SL: riqueza de leñosas; SS: riqueza de suculentas; N: abundancia; NL: abundancia de leñosas y NS: abundancia de suculentas.

Anexo B. Estaciones meteorológicas

Estaciones meteorológicas utilizadas (Fuente: Servicio Meteorológico Nacional 2011, <https://smn.conagua.gob.mx>)

Clave	Estación	Longitud	Latitud	Altitud (m)
13060	ACTOPAN, ACTOPAN	-98.9581	20.2653	2016
13111	AJACUBA, AJACUBA (DGE)	-99.1219	20.0989	2139
13125	ALFAJAYUCAN, ALFAJAYUCAN	-99.3503	20.3803	1930
13062	BINOLA	-99.3431	20.1790	1,995
13120	CAPULA, IXMIQUILPAN	-99.1356	20.5078	1784
13105	CARDONAL, CARDONAL	-99.1156	20.6150	2043
13064	CHAPANTONGO, CHAPANTONGO	-99.4111	20.2886	2122
13097	CHILCUATLA, CHILCUATLA	-99.2317	20.3208	1854
13109	E.T.A. 385, S. DE ANAYA	-98.9644	20.3806	2029
12150	EL CERESO (DGE)	-98.7286	20.1583	2765
13069	EL MEZQUITAL KM. 150,	-99.1494	20.4331	1810
15333	EL PALMITO, TIMILPAN	-99.6800	19.9170	2645
13068	EL SALTO, TEPEJI DEL RIO	-99.2836	19.9358	2178
15028	EL TAJO, TEQUISQUIAC.	-99.1264	19.9086	2237
15032	HUEHUETOCA, HUEHUETOCA	-99.2125	19.8486	2258
13012	HUICHAPAN, HUICHAPAN	-99.6481	20.3714	2125
13013	IXMIQUILPAN, (SMN)	-99.2239	20.4797	1702
13075	JASOO, TULA DE ALLENDE	-99.3322	19.9900	2061
15225	JILOTEPEC, JILOTEPEC	-99.5317	19.9581	2467
15037	JIQUIPILCO, JIQUIPILCO	-99.6000	19.5592	2772
13076	JONACAPA, HUICHAPAN	-99.5325	20.4367	2310
15393	LA CAÑADA	-99.4725	19.7817	2496
13017	MINERAL DEL CHICO (SMN)	-98.7333	20.2167	2348
13112	MINERAL DEL CHICO (DGE)	-98.7306	20.2172	2384
13018	MIXQUIAHUALA (SMN)	-99.2153	20.2294	1995
13078	MIXQUIAHUALA (DGE)	-99.2167	20.2167	1990
15394	MONTE DE PEÑA	-99.5475	19.7319	2857
15274	NOPALA, NEUYPOXTLA	-99.0119	19.9378	2380
15064	OXTHOC, JILOTEPEC	-99.5444	20.1190	2353
15024	PRESA DANXHO, JILOTEPEC	-99.5550	19.8858	2490
15071	PRESA EL TIGRE, SAN B.M.	-99.6864	19.7830	2713
13080	PRESA ENDO, TEPETITLAN	-99.3550	20.1550	2035
13081	PRESA GOLONDRINAS,	-99.3742	20.4361	1876
15187	PRESA HUAPANGO, ACULCO	-99.6903	20.0544	2640
13122	PRESA JAVIER ROJO GÓMEZ,	-99.3264	20.3739	1954
15074	PRESA LA CONCEPCION,	-99.3017	19.6950	2333
13084	PRESA REQUENA, T. DEL R.	-99.3119	19.9639	2123
13025	PROGRESO, PROGRESO	-99.1839	20.2392	2000
15193	PSA.TAXHIMAY,VILLA DEL C	-99.4075	19.8417	2270
15081	REPRESA ALEMAN A.TEPOTZO	-99.2192	19.7044	2365
15084	SAN ANDRÉS TIMILPAN	-99.7350	19.8750	2673
15239	SAN ANTONIO TROJES,	-99.6400	19.7531	2831
13155	MARAVILLAS	-99.5878	20.2058	2425
15217	SAN JUAN ACAZUCHITLAN,	-99.6025	20.1400	2605
15093	SAN LORENZO MALACOTA,	-99.6133	19.6469	2658
13131	SANTIAGO TLAJOMULCO	-98.9175	19.9847	2430
15114	SANTIAGO TLAZALA,	-99.4139	19.5581	2796
15115	SANTO TOMAS, TELOYUCAN	-99.1669	19.7747	2250
22054	EL SALITRE	-99.6925	20.7192	1981

Clave	Estación	Longitud	Latitud	Altitud (m)
13088	TASQUILLO, TASQUILLO	-99.3044	20.5525	1680
13053	TECOZAUTLA, TECOZAUTLA	-99.6333	20.5333	1700
13089	TEPEJI, TEPEJI DEL RIO	-99.3367	19.8978	2132
13090	TEZONTEPEC RIO SALADO,	-99.2547	20.1903	2003
13117	TLAXIACA, S. AGUSTIN T.	-98.8861	20.1147	2373
13128	TLAXIACA, S. AGUSTIN T. OCAVM	-98.8853	20.1183	2355
13092	TULA, TULA (DGE)	-99.3483	20.0567	2045
15132	VILLA DEL CARBON, V. C.	-99.4667	19.7167	2545
13044	ZIMAPAN, ZIMAPAN	-99.3833	20.7333	1755
13087	SAN CRISTOBAL, MEZTITLAN	-98.8286	20.6414	1323
13077	MEZTITLAN, MEZTITLAN	-98.7601	20.591527	1277
13133	SAN PEDRO TLAQUILPAN, ZEMPOALA	-98.7539	19.9442	2490
13008	EL MANANTIAL, TIZAYUCA	-98.9364	19.8517	2282
13091	TIZAYUCA, TIZAYUCA (DGE)	-98.9544	19.8238	2270
15090	SAN JERONIMO XONOCAHUACAN	-98.9494	19.7508	2265
15099	SAN MATEO ACUITLAPILCO	-99.0439	19.7633	2250
15129	TULTEPEC, TULTEPEC	-99.1267	19.6842	2242
15073	PRESA GUADALUPE	-99.2822	19.6233	2311
15098	SAN MARTIN OBISPO	-99.1928	19.6217	2253
15022	CHICONAUTLA	-99.0172	19.6567	2309
15124	TEPEXPAN	-98.9217	19.6114	2252
15263	ACOLMAN	-98.9128	19.6400	2247
15065	OTUMBA, OTUMBA	-98.7583	19.7000	2365

Anexo C. Álgebra de mapas realizada en QGIS

Instrucciones para la obtención de temperaturas mínimas en la calculadora *raster* de QGIS

```
ene ( ( -0.0038 * "cem30_mask@1" ) + 11.6631 ) + 273.15
feb ( ( -0.0039 * "cem30_mask@1" ) + 12.8296 ) + 273.15
mar ( ( -0.0044 * "cem30_mask@1" ) + 15.9062 ) + 273.15
abr ( ( -0.0048 * "cem30_mask@1" ) + 18.8987 ) + 273.15
may ( ( -0.0052 * "cem30_mask@1" ) + 21.1992 ) + 273.15
jun ( ( -0.0052 * "cem30_mask@1" ) + 22.2186 ) + 273.15
jul ( ( -0.0050 * "cem30_mask@1" ) + 21.5543 ) + 273.15
ago ( ( -0.0050 * "cem30_mask@1" ) + 21.4749 ) + 273.15
sep ( ( -0.0050 * "cem30_mask@1" ) + 21.2366 ) + 273.15
oct ( ( -0.0047 * "cem30_mask@1" ) + 18.4831 ) + 273.15
nov ( ( -0.0044 * "cem30_mask@1" ) + 15.1309 ) + 273.15
dic ( ( -0.0040 * "cem30_mask@1" ) + 12.9675 ) + 273.15
```

Instrucciones para la obtención temperaturas máximas en la calculadora *raster* de QGIS

```
ene ( ( -0.0046 * "cem30_mask@1" ) + 31.8716 ) + 273.15
feb ( ( -0.0053 * "cem30_mask@1" ) + 35.1826 ) + 273.15
mar ( ( -0.0059 * "cem30_mask@1" ) + 38.9522 ) + 273.15
abr ( ( -0.0062 * "cem30_mask@1" ) + 40.9808 ) + 273.15
may ( ( -0.0066 * "cem30_mask@1" ) + 41.7665 ) + 273.15
jun ( ( -0.0065 * "cem30_mask@1" ) + 39.7735 ) + 273.15
jul ( ( -0.0065 * "cem30_mask@1" ) + 38.5011 ) + 273.15
ago ( ( -0.0068 * "cem30_mask@1" ) + 39.2124 ) + 273.15
sep ( ( -0.0062 * "cem30_mask@1" ) + 37.0494 ) + 273.15
oct ( ( -0.0056 * "cem30_mask@1" ) + 35.2327 ) + 273.15
nov ( ( -0.0052 * "cem30_mask@1" ) + 34.1584 ) + 273.15
dic ( ( -0.0046 * "cem30_mask@1" ) + 32.1670 ) + 273.15
```

Instrucciones para la obtención de la precipitación mensual en la calculadora *raster* de QGIS

```
10 ^ ( 1.8250 - 0.0342 * "ictr_g@1" ) # enero
10 ^ ( 2.2043 - 0.0549 * "ictr_g@1" ) # febrero
10 ^ ( 2.0243 - 0.0423 * "ictr_g@1" ) # marzo
10 ^ ( 1.8991 - 0.0205 * "ictr_g@1" ) # abril
10 ^ ( 2.4588 - 0.0324 * "ictr_g@1" ) # mayo
10 ^ ( 3.5517 - 0.0683 * "ictr_g@1" ) # junio
10 ^ ( 4.4615 - 0.1055 * "ictr_g@1" ) # julio
10 ^ ( 4.5484 - 0.1130 * "ictr_g@1" + 0.0011 * "Valley Depth@1" ) # agosto
10 ^ ( 3.8422 - 0.0819 * "ictr_g@1" ) # septiembre
10 ^ ( 3.1364 - 0.0639 * "ictr_g@1" ) # octubre
10 ^ ( 2.4077 - 0.0575 * "ictr_g@1" ) # noviembre
10 ^ ( 2.1724 - 0.0585 * "ictr_g@1" ) # diciembre
```

Anexo D. Scripts de R

Obtención de las gráficas de riqueza

```
library(ggplot2)
diversidad <- qplot(S,eH, data = SeH, xlab= "S (número de especies)", ylab = "e^H", aes(color =Clave))
qplot(H, eH_S, data = SH, size = S, aes(color =Clave), xlab = "H", ylab = "e^H - S")
diversidad <- qplot(S, eH_S, data = SH, size = H, aes(color =Clave),
                    xlab = "S (número de especies)", ylab = "e^H - S")
ggplotly(diversidad)
qplot(eH, H, data = SeH, aes(color =Clave),
      xlab = "e^H", ylab = "H")
qplot(S, eH, data = SH, size = H, aes(color =Clave),
      xlab = "S", ylab = "eH")
SvsH <- qplot(S, H, data = SH, size = eH_S, aes(color = TV),
             xlab = "S", ylab = "H")
geom_abline(intercept=9, slope=0.5)
SvsH
ggplotly(SvsH)
packages("plotly")
library(plotly)
```

Gráficas circulares y r.test

```
library(activity)
library(circular)
library(CircStats)
library(Directional)
library(CircMLE)
library(ggplot2)
library(dplyr)

# r.test S vs Asp
tapply(asp$S, asp$Clase, max)
round(tapply(asp$S, asp$Clase, median), 0)
round(tapply(asp$S, asp$Clase, mean), 0)
S.asp <- group_by(asp, Clase) %>%
  summarise(mean = mean(S))
round(S.asp$mean, 0)

S <- data.frame(asp = c("N", "NE", "E", "SE", "S", "SO", "O", "NO"),
               asp.ang = c(22.5, 67.5, 112.5, 157.5, 202.5, 247.5,
                           292.5, 337.5),
               spp = c(12, 13, 11, 14, 11, 10, 13, 14))
Smax <- data.frame(asp = c("N", "NE", "E", "SE", "S", "SO", "O", "NO"),
                  asp.ang = c(22.5, 67.5, 112.5, 157.5, 202.5, 247.5,
                              292.5, 337.5),
                  spp = c(21, 29, 16, 20, 17, 14, 20, 24))
S$asp <- factor(S$asp, ordered = TRUE, levels = c("N", "NE", "E", "SE",
                                                  "S", "SO", "O", "NO"))
Smax$asp <- factor(Smax$asp, ordered = TRUE, levels = c("N", "NE", "E", "SE",
                                                       "S", "SO", "O", "NO"))
```



```

ggplot(S, aes(x = asp, y = spp)) +
  geom_bar(stat= 'identity', alpha = 0.25, colour = "gray25") +
  coord_polar() +
  labs(x = "Orientación", y = "S (promedio)") +
  theme_bw() +
  ylim(0, 15)
ggplot(Smax, aes(x = asp, y = spp)) +
  geom_bar(stat= 'identity', alpha = 0.25, colour = "gray25") +
  coord_polar() +
  labs(x = "Orientación", y = "S (máximo)") +
  theme_bw() +
  ylim(0, 30)

```

Cálculo del intervalo de confianza de la Exactitud Total (ET)

```

# Para el cálculo se utilizó la función 'prop.test()'
# cuyos argumentos son, el número de aciertos, el número total de datos
#2014
prop.test(460, 560, alternative = "two.sided")
#2015
prop.test(419, 560, alternative = "two.sided")

```

Prueba de hipótesis para la Exactitud Total (ET)

```

#2014
prop.test(460, 560, p=0.80, alternative = "less")
#2015
prop.test(419, 560, p=0.75, alternative = "less")

```

Obtención del *raster* de latitud empleado para el cálculo del ICTr

```

# Raster con valore de latitud de cada celda
r <- raster("dem")
lat <- init(r, 'y', filename='lat.tif')

```

Obtención de las temperaturas mínimas y máximas y validación normalidad y homocedasticidad

```

# Estimacion de las temperaturas máximas mensuales
tmin1 <- lm(MIN1 ~ ALTITUD, data = em)
summary(tmin1)
shapiro.test(em$MIN1)
shapiro.test(tmin1$residuals)
...
tmin12 <- lm(MIN12 ~ ALTITUD, data = em)
summary(tmin12)
shapiro.test(em$MIN12)
shapiro.test(tmin12$residuals)

# Estimacion de las temperaturas máximas mensuales

```

```
tmax1 <- lm(MAX1 ~ ALTITUD, data = em)
summary(tmax1)
shapiro.test(em$MAX1)
shapiro.test(tmax1$residuals)
...
tmax12 <- lm(MAX12 ~ ALTITUD, data = em)
summary(tmax12)
shapiro.test(em$MAX12)
shapiro.test(tmax12$residuals)
```

Obtención de la precipitación mensual

```
PP1 <- lm(log10(P1) ~ ictr.g, data = rmtp) # Modelo inicial de precipitación para enero
summary(PP1) # Resumen del modelo
influencePlot(PP1) # Grafica de datos estandarizados para detectar datos atípicos
shapiro.test(PP1$residuals) # Prueba de normalidad de los residuales
bptest(PP1) # Prueba de homocedasticidad del modelo

# Con base las regresiones, valores de p y cumplimiento de supuestos denormalidad se establece para
# enero el siguiente modelo

penero <- data.frame(rmtp$P1, rmtp$ictr.g) # Obtención de un nuevo marco de datos para enero
fix(penero) # Limpieza de datos atípicos
ppene <- lm(log10(P1) ~ ictr.g, data = penero) # Obtención del nuevo modelo de enero
summary(ppene) # Resumen del nuevo modelo para enero
influencePlot(ppene) # Comportamiento de los datos estandarizados
shapiro.test(ppene$residuals) # Prueba de normalidad de los residuales
bptest(ppene) # Prueba de homocedasticidad del nuevo modelo
cor.test(log10(penero$P1), penero$ictr.g) # Validación de la correlación entre variables

# Por lo tanto para enero la precipitación está definida por:  $y = 1.824975 - 0.0342 \cdot ictr.g$ 
summary(ppene)
ppene$coefficients
```

Obtención de las 19 variables bioclimáticas

```
# Se requiere tener instalados los paquetes dismo, raster y sp.
library(dismo)

# Importar capas raster de temperaturas media mensual mínima.
tmin01 <- raster("C:/.../tmin01.tif")
...
tmin12 <- raster("C:/.../tmin12.tif")

# Importar capas raster de temperaturas media mensual máxima.
tmax01 <- round(raster("C:/.../tmax01.tif"), digits = 1)
...
tmax12 <- round(raster("C:/.../tmax12.tif"), digits = 1)

# Crear un stack de las temperaturas mínimas y máximas.
tmin <- stack(tmin01, tmin02, tmin03, tmin04, tmin05, tmin06, tmin07, tmin08,
             tmin09, tmin10, tmin11, tmin12)
```

```

tmax <- stack(tmax01, tmax02, tmax03, tmax04, tmax05, tmax06, tmax07, tmax08,
             tmax09, tmax10, tmax11, tmax12)

# Importar capas raster de precipitación mensual:
p01 <- round(raster("C:/.../p01.tif"), digits = 1)
...
p12 <- round(raster("C:/.../p12.tif"), digits = 1)

# Crear un RasterBrick/Stack de la precipitación.
pp <- stack(p01, p02, p03, p04, p05, p06,p07, p08, p09, p10, p11, p12)

# Obtener las 19 variables bioclimáticas
bio19 <- biovars(pp, tmin, tmax)

# Guardar el raster stack de las variables bioclimáticas.
writeRaster(bio19, filename = "C:/.../bioclimaticas.img", format = "HFA", overwrite = FALSE)

```

Obtención de correlogramas de Moran de la riqueza (S)

```

library(spdep)

par(mfrow = c(2,2))
# Correlograma de Moran's para la riqueza de especies (S)
corrS <- sp.correlogram(neib, residuales$S, order = 6, method="corr", zero.policy = TRUE)
moranS <- sp.correlogram(neib, residuales$S, order = 6, method="I",zero.policy = TRUE)
moran.resS <- sp.correlogram(neib, residuales$resS, order=6, method="I", zero.policy=TRUE)
plot(corrS)
plot(moranS, xlab = "lags(m)", ylab = "Indice de Moran (I) S", cex.axis = 0.01, ylim = c(-0.6, 0.6),
     main = "A-Observaciones")

# Ajuste del modelo de la regresión no-linear
print(moranS, "bonferroni")
print(moran.resS, "bonferroni")
x <- 1:6
y1 <- c(0.1705208, 0.143155, 0.1247213, 0.0147895, -0.0043202, 0.0964007)
fit <- nls(y1 ~ a + b * log(x), start = list(a = 0.1785, b = -0.08))
lines(x, predict(fit), col = "red")
# Correlograma de Moran's para los residuales de S
plot(moran.resS, xlab = "", ylab = "", cex.axis = 0.01, ylim = c(-0.6, 0.6), main = "B-Residuales")

```

Obtención de correlogramas de Moran de la abundancia (N)

```

# Correlograma de Moran's para N
corrN <- sp.correlogram(neib, residuales$N, order = 6, method="corr", zero.policy=TRUE)
moranN <- sp.correlogram(neib, residuales$N, order=6, method="I",zero.policy=TRUE, style = c("W"))
moran.resN <- sp.correlogram(neib, residuales$resN, order=6, method="I",zero.policy=TRUE)
plot(corrN)
plot(moranN, xlab = "lags(m)", ylab = "Indice de Moran (I) N", main = "", cex.axis = 0.01, ylim = c(-
0.6, 0.6))

```

```
# Ajuste del modelo de la regresión no-linear
print(moranN, "bonferroni")
print(moran.resN, "bonferroni")
x <- 1:6
y2 <- c(0.3641854, 0.2775813, 0.1626591, -0.0108941, -0.0154136, -0.0934081)
fit <- nls(y2 ~ a + b * log(x), start = list(a = 0.4073, b = -0.267))
lines(x, predict(fit), col = "red")
# Correlograma de Moran's para los residuales de N
plot(moran.resN, xlab = "lags(m)", ylab = "", main = "", cex.axis = 0.01, ylim = c(-0.6, 0.6))
```

Revisión de la colinealidad (GLMS.JS)

```
check_collinearity(GLMS.JS)
vif(GLMS.JS)
summary(GLMS.JS)
((139.04 - 92.447)/139.04)*100
92.447/77
```

Gráfica de S-Observada vs S-Estimada

```
S0vsSE <- lm(GLMS.JS$fitted.values ~ GLMS.JS$model$S)
coef(S0vsSE)
anova(S0vsSE)
summary(S0vsSE)
plot(S0vsSE)
plot(GLMS.JS$model$S, GLMS.JS$fitted.values, xlim=c(0,30), ylim=c(0,30),
      xlab = "S obsevada", ylab = "S estimada")
abline(S0vsSE, col="red")
text(10, 25, "Y = 0.34X + 8.07")
text(9, 23, "DE = 33.51%")
```

Regresión de mínimos cuadrados parciales

```
1/6
pls.JS <- plsRglm(S ~ ndvijul + NIRjul
                 + bio5 + TIjul + DIjul
                 + LSF + TPI,
                 nt = 2, modele = "pls-glm-poisson",
                 data = GLMJul)

pls.JS
509.8993 - 490.7285
490.7285 - 484.3457
((139 - 112.7)/139)*100
pls.JS.xscores <- as.data.frame(pls.JS$tt)
pls.JS$ValsPredictY
pairs(~ pls.JS$ValsPredictY +., data = pls.JS.xscores)
round(cor(pls.JS.xscores$Comp_1, pls.JS.xscores$Comp_2)^2, 4)
glmJS.pls.pois <- glm(pls.JS$dataY ~ ., data = pls.JS.xscores,
                    family = poisson(log))
summary(glmJS.pls.pois)
```

```

((139.0 - 112.56)/139.0)*100
112.56/83
1/7
round(pls.JS$wwnorm, 4)
round(pls.JS$wwnorm^2, 4)

```

Corrección del efecto de la autocorrelación en el modelo

```

GLMS.JS <- glm(formula = S ~ ndvijul + SW1jul + NIRjul + bio5 + TIjul + DIjul + LSF + TPI, family =
  poisson(log), data = GLMJul)
summary(GLMS.JS)
GLMS.JS <- glm(formula = S ~ ndvijul + SW1jul + NIRjul + bio5 + TIjul + DIjul + LSF + TPI, family =
  quasipoisson(log), data = GLMJul)
summary(GLMS.JS)

```

```
#Create a k=4 nearest neighbor set
```

```

k2 <- k1
k2 <- make.sym.nb(k2)
k2 <- nb2listw(k2, style="S")

```

```
lm.morantest(GLMS.JS, listw = k2)
```

```
fit.GLMS.JS <- ME(S ~ ndvijul + NIRjul + bio5 + TIjul + DIjul + LSF + TPI, data = GLMJul, family =
  quasipoisson(log), verbose = T, listw = k2, alpha = 0.2)
```

```
fit.GLMS.JS
```

```
# Modelo final de S empleado en la tesis con 40.99% explicado 'clean.GLM.JNL
```

```

clean.GLM.JS <- glm(formula = S ~ ndvijul + NIRjul
  + bio5 + TIjul + DIjul + LSF + TPI
  + fitted(fit.GLMS.JS), family = quasipoisson(log),
  data = GLMJul)

```

```
summary(clean.GLM.JS)
```

```
check_collinearity(clean.GLM.JS)
```

```
((139.043 - 82.041)/139.043)*100
```

```
82.26/77
```

```
82.041/77
```

```
coefficients(clean.GLM.JS)
```

```
shapiro.test(clean.GLM.JS$residuals)
```

```
shapiro.test((GLMS.JS$residuals))
```

```
hist(GLMJul$S)
```

```
lm.morantest(clean.GLM.JS, list = k2)
```

```
# Validación cruzada S
```

```
GLM.JS.clean <- glm(formula = S ~ ndvijul + NIRjul + bio5 + TIjul + DIjul + LSF + TPI, family =
  quasipoisson(log), data = GLMJul)
```

```
exp(predict(GLM.JS.clean))
```

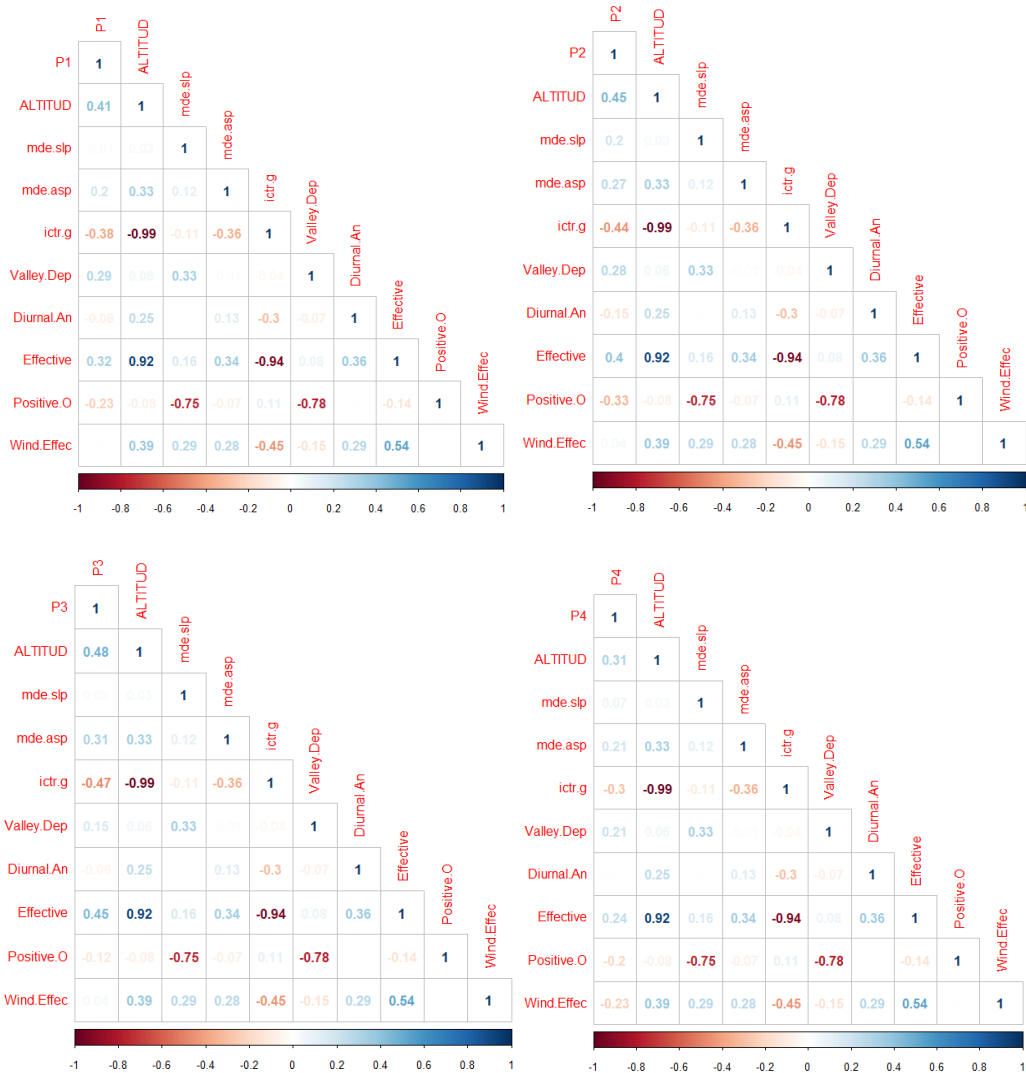
```
mean((GLM.JS.clean$model$S - GLM.JS.clean$fitted.values)^2)
```

```
cv_error <- cv.glm(data = GLMJul, glmfit = GLM.JS.clean, K = 10)
```

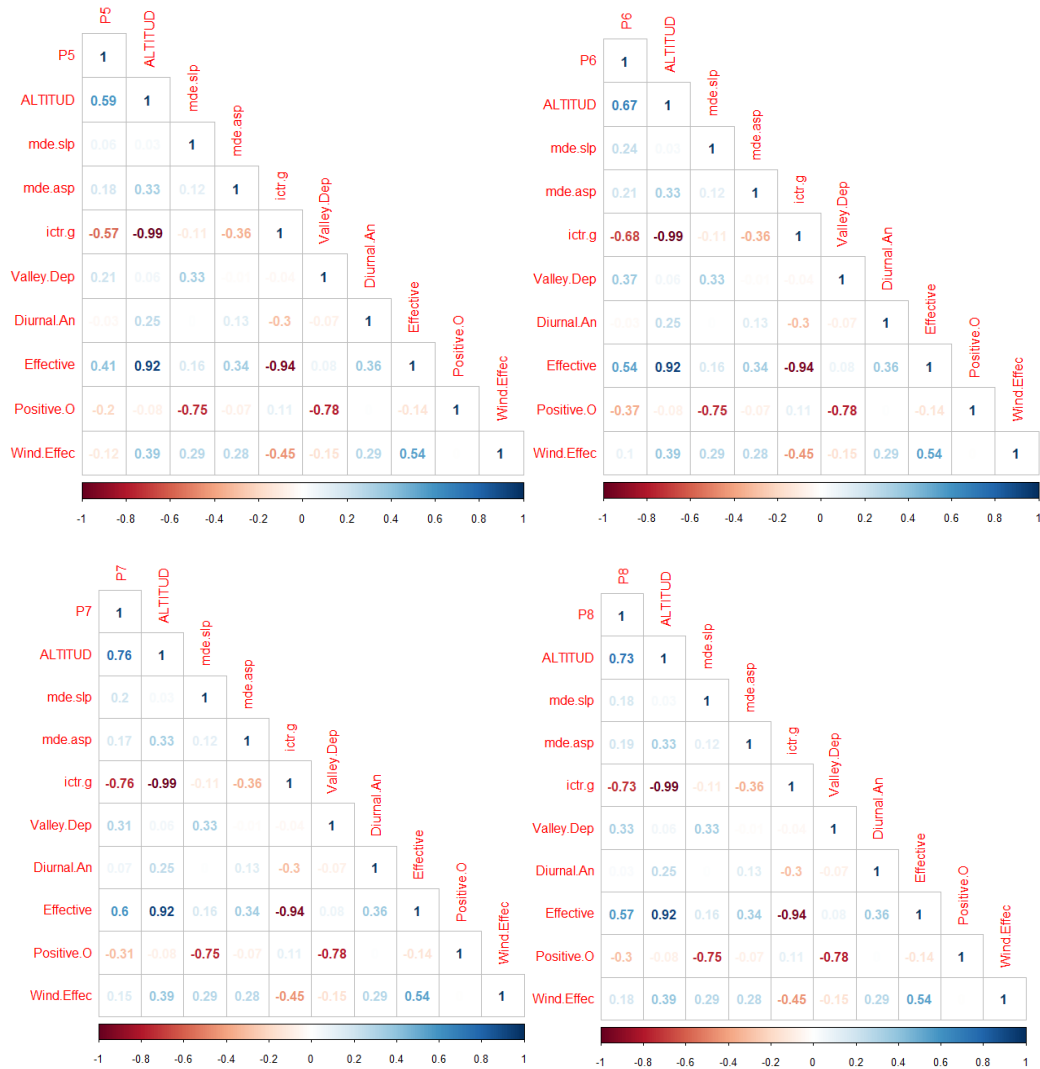
```
sqrt(cv_error$delta)
```

Anexo F. Gráficas de correlación de variables

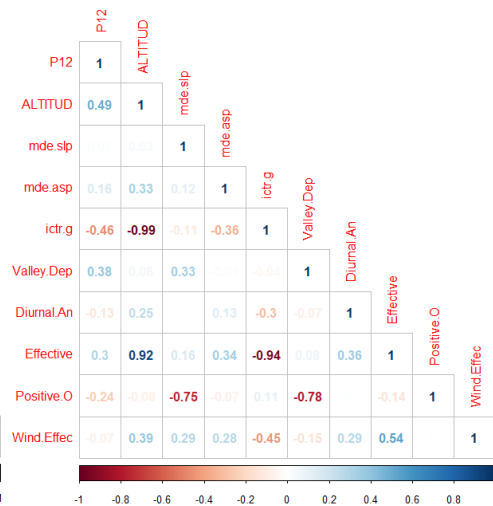
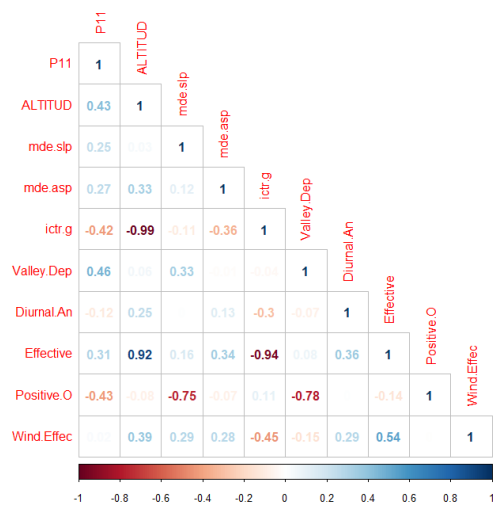
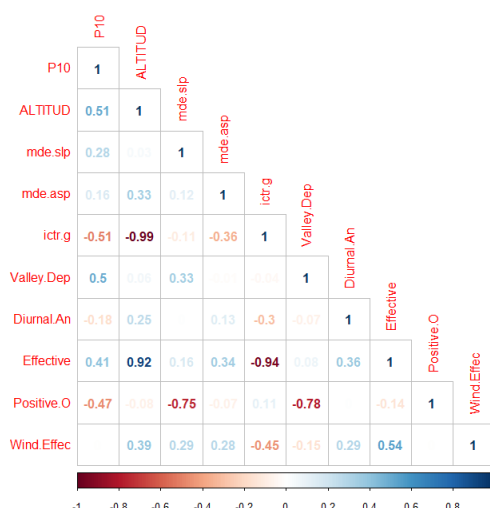
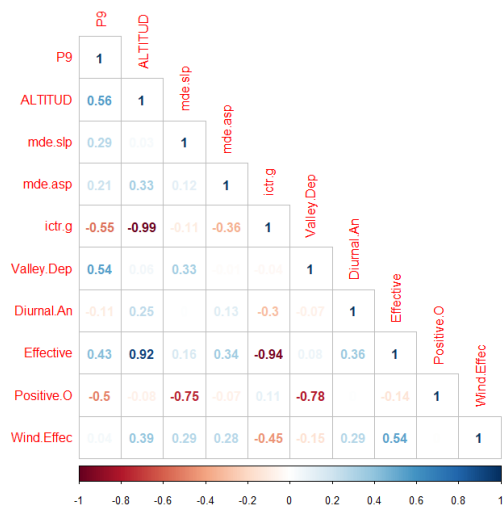
Correlación de variables empleadas para los modelos de regresión de precipitación enero - abril



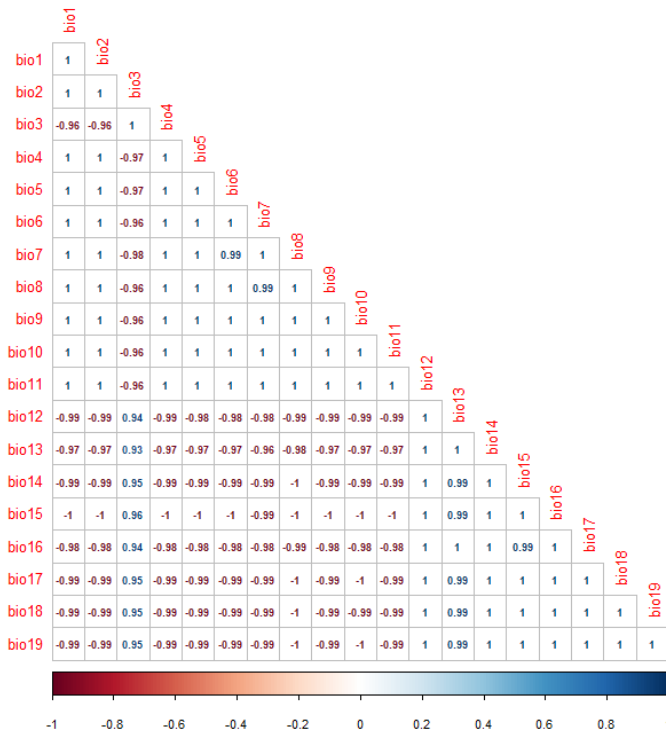
Correlación de variables empleadas para los modelos de regresión de precipitación mayo - agosto



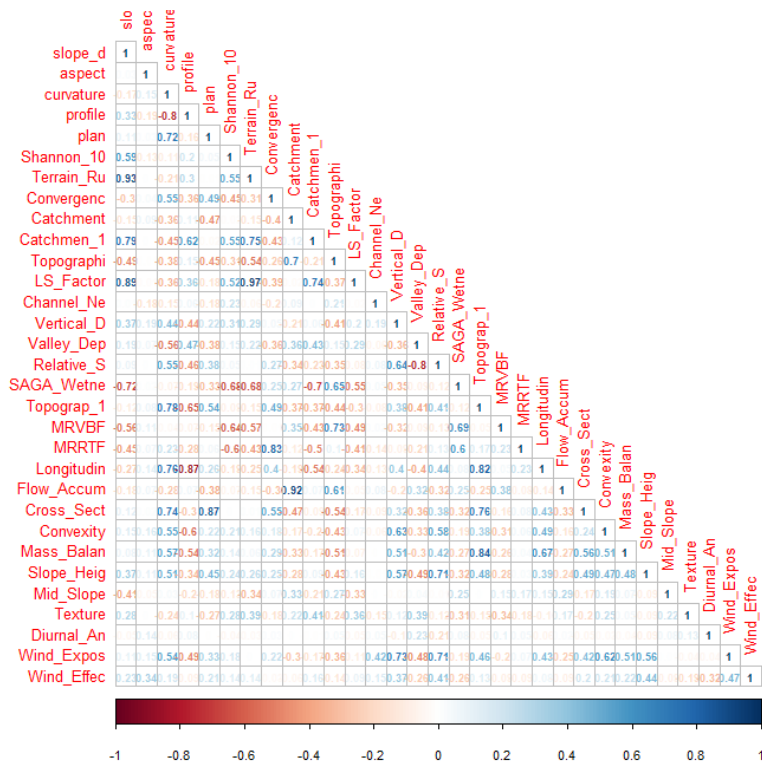
Correlación de variables empleadas para los modelos de regresión de precipitación septiembre- diciembre



Correlación entre las 19 variables climáticas.



Correlación entre las variables del relieve.



Correlación entre los 10 meses en los que se estimó el NDVI.

