



DOI: 10.29298/rmcf.v15i85.1477

Artículo de investigación

Relación de datos climáticos y de teledetección con la diversidad arbórea en un bosque templado

Relationship of climate and remote sensing data with tree diversity in a temperate forest

Jesús Emmanuel Méndez-Zúñiga¹, José Manuel Zúñiga-Vásquez², José Guadalupe Colín^{1*}

Fecha de recepción/Reception date: 11 de abril de 2024.

Fecha de aceptación/Acceptance date: 8 de agosto de 2024.

¹Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico de El Salto. México.

²Universidad Autónoma Chapingo, Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas. México.

*Autor por correspondencia; correo-e: jose_colin8@hotmail.com

*Corresponding author; e-mail: jose_colin8@hotmail.com

Resumen

Cuantificar la biodiversidad es clave para la conservación de los recursos naturales; sin embargo, la recolección de datos puede llevar mucho tiempo y resultar costosa. Dado que los datos climáticos y de teledetección ayudan a la predicción de la diversidad de especies, el objetivo de este estudio fue analizar la relación entre datos climáticos y el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (*IVDN*) con la diversidad arbórea, en un bosque templado del Norte de México. Se calculó la riqueza de especies (*S*), los índices de diversidad de *Simpson* (*1-D*) y de *Shannon* (*H*) en 663 sitios de muestreo. Posteriormente se realizó un análisis de regresión exploratoria para obtener modelos de regresión que expliquen la relación de los índices de diversidad de árboles con el *IVDN*, los datos climáticos y el número de árboles. El mejor modelo de cada índice de diversidad y sus variables predictoras se integró en un modelo de Regresión Ponderada Geográficamente (RGP). Los resultados mostraron que la relación de los índices de diversidad y las variables predictoras varía a través del espacio. Las variables registraron mayor potencial de predicción en la zona Norte y Noroeste del área de estudio. El *IVDN* fue la variable de mayor influencia relativa en la explicación de los índices de diversidad, por lo que puede funcionar como sustituto de factores asociados con la diversidad arbórea.

Palabras Clave: Distribución espacial, índice de vegetación, índices de diversidad, manejo forestal, regresión espacial, riqueza de especies.

Abstract

Quantifying biodiversity is key to natural resource conservation; however, data collection can be time-consuming and costly. Given that climate and remote sensing data help in the prediction of species diversity, the objective of this study was to analyze the relationship of climate data and the Normalized Difference Vegetation Index (*NDVI*) with tree diversity in a temperate forest in Northern Mexico. Species richness (*S*), Simpson's (*1-D*) and Shannon's (*H*) diversity indices were calculated at 663 sampling sites. Subsequently, an exploratory regression analysis was performed to obtain regression models that would account for the relationship of tree diversity indices with the *NDVI*, climatic data, and the number of trees. The best model for each diversity index and its predictor variables was integrated into a Geographically Weighted Regression (*GWR*) model. The results showed that the relationship of

diversity indices and predictor variables varies across the space. The variables showed greater predictive potential in the Northern and Northwestern part of the study area. The *NDVI* was the variable with the greatest relative influence in the explanation of the diversity indices; therefore, it can function as a proxy for factors associated with tree diversity.

Keywords: Spatial distribution, vegetation index, diversity indices, forest management, spatial regression, species richness.

Introducción

La pérdida de biodiversidad es cada vez más evidente y preocupante debido, principalmente, a la deforestación por actividades agropecuarias (Leija *et al.*, 2021). En consecuencia, el interés por medirla y modelarla se ha incrementado (Gillespie *et al.*, 2008).

La estrategia más popular ha sido modelar distribuciones de especies individuales, una a la vez (Miller, 2010; Aceves-Rangel *et al.*, 2018; Martínez-Sifuentes *et al.*, 2021). Sin embargo, la modelización espacial de la diversidad de especies a nivel comunitario puede generar beneficios significativos, particularmente si muchos de estos taxa se registran con poca frecuencia (Ferrier y Guisán, 2006).

La teledetección es una de las principales herramientas disponibles para el estudio y monitoreo de los patrones de biodiversidad a través de diferentes escalas espaciales (Sánchez-Díaz, 2018), dado que es posible evaluar las características espectrales de las comunidades (Arekhi *et al.*, 2017). Dicho monitoreo y evaluación se basa en el establecimiento de relaciones entre la información espectral de una imagen y la diversidad de especies de árboles medida en el campo (Madonsela *et al.*, 2018). Asimismo, los índices de vegetación derivados de la teledetección permiten conocer los diferentes elementos vegetales que se sitúan sobre la superficie de la Tierra (Sancha, 2010; Vela-Pelaez *et al.*, 2024).

En el ámbito mundial, diversos estudios han utilizado el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (*IVDN*) para estimar la diversidad arbórea, a partir de su sensibilidad a la productividad primaria que define la variación espacial en la diversidad de plantas (Madonsela *et al.*, 2018). Dado que esa variación o heterogeneidad espacial es un impulso importante para la riqueza de especies, estructura y complejidad de la población (Amatulli *et al.*, 2018) resulta de gran interés la utilización de técnicas que ayuden a comprender esa variación y, en consecuencia, en su momento, hacer una mejor toma de decisiones.

El objetivo principal de este estudio fue revelar la relación espacial entre la diversidad de árboles, el *IVDN* y algunas variables ambientales de acuerdo con el modelo de Regresión Geográficamente Ponderada. La hipótesis es que la relación entre la diversidad de árboles, el *IVDN* y las variables ambientales varían a través del espacio.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio comprendió la superficie del ejido Adolfo Ruiz Cortines que se localiza en la región Suroeste del estado de Durango, dentro de la Sierra Madre Occidental, en el municipio Pueblo Nuevo (Figura 1). Los climas presentes son templado subhúmedo $C(w_2)$ y semicálido subhúmedo $(A)C(w_2)$, con una precipitación media anual de 1 000 mm. La altura sobre el nivel del mar varía

entre 2 063 y 2 670 m (Rosales, 2016). Los principales tipos de vegetación son bosques mixtos compuestos por los géneros *Pinus* L. y *Quercus* L., los tipos de vegetación más representativos son el bosque de pino (P), bosque de pino-encino (Pq) y el bosque de encino-pino (Qp) (Rosales, 2016).

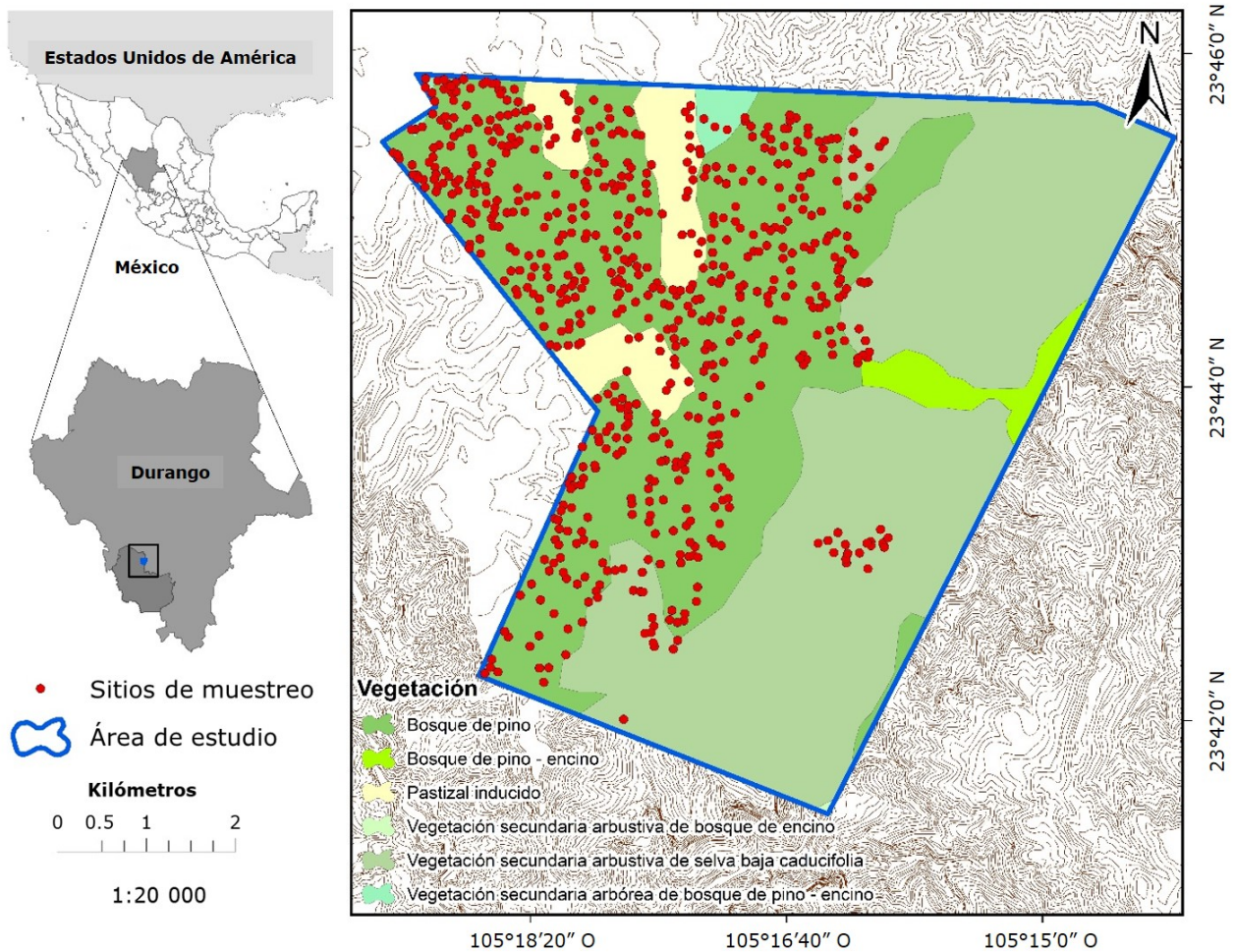


Figura 1. Ubicación del área de estudio, principales tipos de vegetación y distribución de los sitios de muestreo.

Datos dasométricos

A partir de la información del Programa de Manejo Forestal del ejido, se analizaron datos dasométricos de 663 sitios de muestreo, los cuales fueron de forma circular y con una superficie de 1 000 m². Se analizaron un total de 41 928 árboles pertenecientes a 20 especies (Cuadro 1).

Cuadro 1. Cantidad de árboles y especies analizadas.

| Especie | Número de árboles |
|---|--------------------------|
| <i>Pinus cooperi</i> C. E. Blanco | 561 |
| <i>Pinus durangensis</i> Martínez | 4 150 |
| <i>Pinus leiophylla</i> Schiede ex Schltdl. & Cham. | 7 532 |
| <i>Pinus teocote</i> Schltdl. & Cham. | 2 645 |
| <i>Pinus engelmannii</i> Carrière | 2 138 |
| <i>Pinus lumholtzii</i> B. L. Rob. & Fernald | 54 |
| <i>Pinus ayacahuite</i> C. Ehrenb. ex Schltdl. | 52 |
| <i>Pinus chihuahuana</i> Engelm. | 1 |
| <i>Juniperus deppeana</i> Steud. | 1 813 |
| <i>Cupressus</i> spp. | 1 |
| <i>Quercus sideroxyla</i> Bonpl. | 7 211 |
| <i>Quercus durifolia</i> Seemen | 1 253 |
| <i>Quercus laeta</i> Liebm. | 257 |
| <i>Quercus eduardii</i> Trelease | 195 |
| <i>Quercus crassifolia</i> Bonpl. | 21 |
| <i>Quercus splendens</i> Née | 132 |
| <i>Quercus rugosa</i> Née | 9 963 |
| <i>Alnus acuminata</i> Kunth | 3 |
| <i>Alnus</i> spp. | 10 |
| <i>Arbutus xalapensis</i> Kunth | 3 936 |

Como indicadores de diversidad alfa, en cada sitio se midió el número total de especies (riqueza específica S) y el Índice de Diversidad de *Simpson* (1) (Ecuación 1) (Simpson, 1949; Peet, 1974) y como su valor es inverso a la equidad (Ecuación 2) (Lande, 1996), la diversidad puede calcularse como:

$$1 - D \quad (1)$$

$$D = \sum \left(\frac{n}{N} \right)^2 = \sum (pi)^2 \quad (2)$$

Donde:

n = Número de árboles de una especie en particular

N = Número de árboles de todas las especies

pi = Abundancia proporcional de la especie

También se utilizó el Índice de *Shannon* (Ecuación 3) que mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un árbol elegido al azar de una colección (Peet, 1974; Magurran, 1988). Adquiere valores entre 0, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S , cuando todas las especies están representadas por el mismo número de árboles (Magurran, 1988).

$$H' = -\sum pi \ln pi \quad (3)$$

Donde:

H' = Índice de *Shannon*

p_i = Abundancia proporcional de la especie

\ln = Logaritmo natural

Datos de *IVDN* y datos climáticos

El *IVDN* se computó a escala mensual y anual, mediante el conjunto de imágenes *Landsat 8 Surface Reflectance Tier 1* (resolución espacial de 30 m) en la plataforma *Google Earth Engine*[®]. Estos datos han sido corregidos atmosféricamente usando el algoritmo *LaSRC* e incluyen una máscara de nubes, sombras, agua y nieve producida usando *CFMASK*, así como una máscara de saturación por pixel. Las imágenes utilizadas correspondieron al periodo del 1 de enero de 2020 al 31 de diciembre de 2020. Se usó una imagen para cada mes del año con la menor cantidad de nubes, y para los datos anuales de *IVDN* se calculó un promedio de las 12 imágenes. Posteriormente, se realizó un recorte de las imágenes ajustado al área de estudio.

Además, se obtuvieron datos de precipitación media anual, temperatura mínima, temperatura media y temperatura máxima. Dichos datos se registraron en formato ráster (resolución espacial de 600 m) a través del Atlas Climático Digital de México y representan el promedio del periodo 1902-2011 (Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático, 2009).

Geoprocesamiento

Los sitios de muestreo se georreferenciaron y relacionaron con la información de los índices de diversidad en un archivo "shapefile" de tipo punto. Para empatar los datos de los índices de diversidad de cada sitio de muestreo con la información del *IVDN* y la información climática, se realizó un proceso de extracción de datos en *ArcGIS 10.8*[®] (ESRI, 2020), el cual consistió en extraer valores de celdas de un ráster basándose en un conjunto de puntos de coordenadas. El archivo resultante fue un archivo "shapefile" de tipo punto con atributos de coordenadas, número de sitio de muestreo, número total de árboles por sitio, número de árboles por especie, valores de los índices de diversidad, valores mensuales y promedio anual de *IVDN*, datos climáticos de precipitación media anual, temperatura mínima, temperatura media y temperatura máxima.

Análisis estadístico

Para la generación de modelos de regresión que expliquen la relación de la diversidad de árboles con el *IVDN* y los datos climáticos, se llevó a cabo un análisis de Regresión Exploratoria en el *software ArcGIS 10.8*[®] (ESRI, 2020). Las variables dependientes fueron los valores de los índices de diversidad de árboles y las variables independientes los valores de *IVDN*, los datos climáticos y el número de

árboles en cada sitio de muestreo. En este análisis se evaluaron todas las posibles combinaciones de las variables independientes candidatas, a diferencia de la Regresión *Stepwise* que busca modelos con valores altos de R^2 ajustada, la Regresión Exploratoria rastrea modelos que cumplan todos los requisitos y supuestos del método de Mínimos Cuadrados Ordinarios (MCO) (ESRI, 2024).

Posteriormente, para analizar el patrón espacial de la relación de la diversidad de árboles con el *IVDN*, los datos climáticos y el número de árboles, los modelos obtenidos en la Regresión Exploratoria fueron integrados en el modelo de Regresión Geográficamente Ponderada (RGP) (Ecuación 4); es decir, los mismos modelos, pero se incorporó el componente espacial (ubicación) en su estructura. El método ajusta un modelo de regresión para cada observación (en este caso para cada sitio de muestreo) basado en datos de vecinos cercanos y bajo un concepto de distancia (ancho de banda), otorga más peso al vecino más cercano y viceversa (Brunsdon *et al.*, 1996). El ancho de banda óptimo para cada modelo se identificó utilizando una función de *kernel* adaptativa que se evaluó mediante la minimización del Criterio de Información de *Akaike* (*CIA*) (Fotheringham *et al.*, 2002). De acuerdo con Fotheringham *et al.* (2002), el modelo se puede expresar de la siguiente forma:

$$y_i = \beta_0(u_i, v_i) + \sum_{k=1}^n \beta_k(u_i, v_i)x_{ik} + e_i \quad (4)$$

Donde:

y_i = Variable dependiente

β_0 = Intercepto

(u, v) = Coordenadas de la *i*-ésima observación

k = Número de variables independientes

β_k = Pendiente

x_{ik} = Variables independientes

e = Error del modelo

El modelo de Regresión Geográficamente Ponderada se ajustó en el *software GWR* 4.0.90 (Nakaya, 2015), el cual también ajusta el modelo de regresión de Mínimos Cuadrados Ordinarios (MCO) y mediante una prueba F compara las mejoras del modelo de RGP, respecto al de MCO (Nakaya, 2016).

Resultados

Análisis de Regresión Exploratoria

El análisis de Regresión Exploratoria indicó la combinación de variables independientes que cumplen de mejor manera con los supuestos del método de MCO para cada modelo. Las variables independientes para el modelo de regresión que explica la riqueza de especies (S) fueron los valores del $IVDN$ del mes de marzo ($IVDN_{Marzo}$), el número de árboles presentes en cada sitio y la precipitación media anual. Para los modelos de los índices de *Simpson* ($1-D$) y de *Shannon* (H), las variables independientes fueron los valores del $IVDN$ de enero ($IVDN_{Enero}$) y el

número de árboles. Todas las variables fueron estadísticamente significativas ($p \leq 0.05$).

Modelos de regresión de MCO

Las ecuaciones de regresión ajustadas para los índices de diversidad y sus variables explicativas a través de MCO mostraron una baja explicación de la variación observada (R^2). Los valores del factor de inflación de la varianza (FIV) de las variables explicativas de los índices de diversidad no evidenciaron problemas de multicolinealidad, ya que en todos los casos los valores fueron menores que el valor de referencia (7.5). Además, los coeficientes de regresión indicaron que, en todos los casos, el *IVDN* fue la variable de mayor importancia relativa, seguida del número de árboles. En el caso de la riqueza de especies (*S*), la variable de menor importancia relativa fue la precipitación (Cuadro 2).

Cuadro 2. Coeficientes de regresión de los modelos de MCO ajustados para los índices de diversidad.

| Índice | Variable | Coefficiente de regresión (β) | Valor p | Error estándar | CIA | R^2 |
|----------------------------------|------------------------------|---------------------------------------|-----------|----------------|----------|-------|
| Riqueza de especies (<i>S</i>) | Intercepto | 9.1347 | 0.000 | 2.09 | 2 239.05 | 0.15 |
| | <i>IVDN</i> _{Marzo} | 2.0978 | 0.002 | 0.68 | | |
| | Número de árboles | 0.0178 | 0.000 | 0.002 | | |
| | Precipitación | -0.0055 | 0.033 | 0.002 | | |
| <i>Simpson (1-D)</i> | Intercepto | 0.6621 | 0.000 | 0.02 | -921.9 | 0.005 |
| | <i>IVDN</i> _{Enero} | 0.1617 | 0.045 | 0.08 | | |
| | Número de árboles | 0.00005 | 0.007 | 0.0001 | | |
| <i>Shannon (H)</i> | Intercepto | 1.3146 | 0.000 | 0.05 | 286.09 | 0.01 |

| | | | |
|-------------------|--------|-------|--------|
| $IVDN_{Enero}$ | 0.4071 | 0.048 | 0.2 |
| Número de árboles | 0.0009 | 0.033 | 0.0004 |

CIA = Criterio de Información de Akaike.

Modelos de RGP

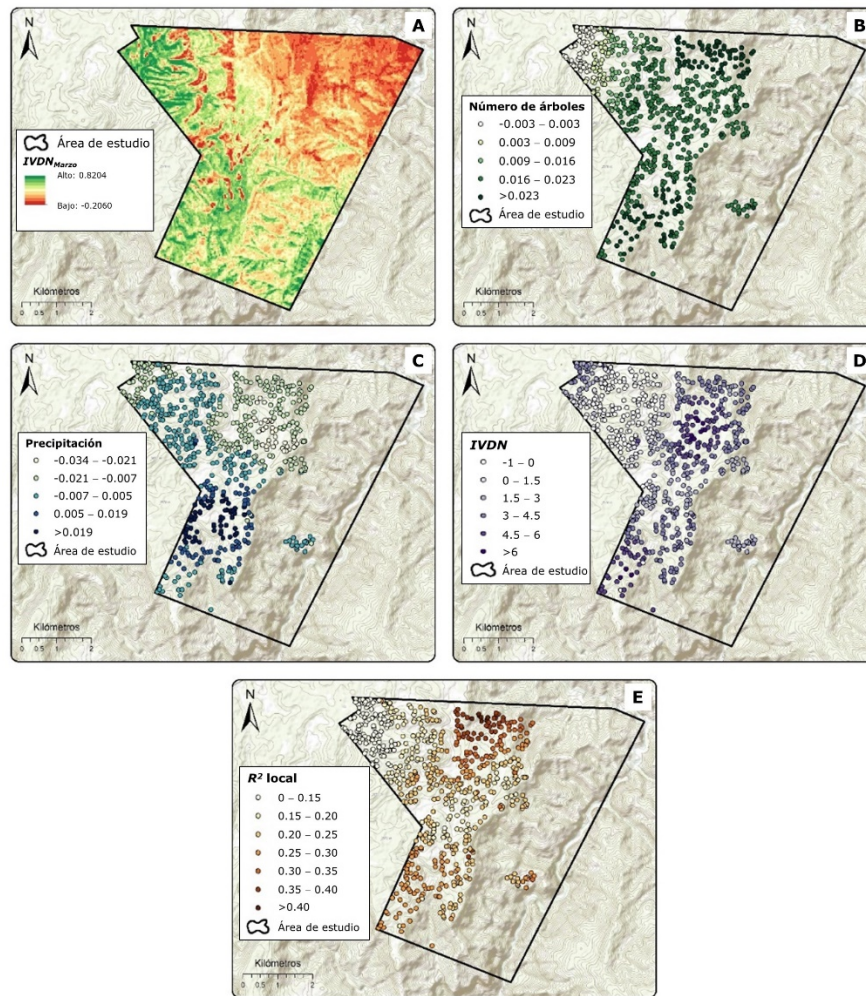
El número de unidades espaciales (sitios de muestreo) consideradas para el ajuste de los modelos de RGP fue de 663, el ancho de banda se definió en 48 vecinos para el modelo de riqueza de especies (S) y 46 para los modelos de los índices de *Simpson* y *Shannon*. Los modelos de RGP ajustados mostraron valores de CIA menores a los obtenidos con los modelos de MCO. Dichos valores de CIA fueron de 2 174.42 para el modelo explicativo de la riqueza de especies (S), -1 000.37 para el modelo del Índice de *Simpson* y 195.72 para el modelo del Índice de *Shannon*. Lo anterior indicó que los modelos RGP tuvieron una mejora en la reducción del error, con respecto a los modelos de MCO. Además, a partir de las pruebas F se determinó que la reducción de la suma de cuadrados de RGP fue significativa ($p < 0.05$) en todos los casos. Lo anterior sugiere que los modelos de RGP son estadísticamente diferentes a los de MCO. Respecto a los coeficientes de regresión del modelo de RGP, también se observó que la variable de mayor importancia relativa fue $IVDN$ en todos los casos (Cuadro 3).

Cuadro 3. Resumen de los estadísticos de los coeficientes de regresión de los modelos de RGP ajustados para los índices de diversidad.

| Índice | Variable | Media | Desviación | Mínimo | Máximo | Valor t |
|--------|----------|-------|------------|--------|--------|-----------|
|--------|----------|-------|------------|--------|--------|-----------|

| | | estándar | | | promedio | |
|----------------------------------|-------------------|----------|---------|----------|----------|---------|
| Riqueza de especies (<i>S</i>) | Intercepto | 6.8749 | 12.4785 | -26.6498 | 33.518 | 1.4216 |
| | $IVDN_{Marzo}$ | 2.3361 | 2.1847 | -1.9417 | 6.4714 | 1.4187 |
| | Número de árboles | 0.0183 | 0.0076 | -0.0038 | 0.0307 | 3.8003 |
| | Precipitación | -0.0031 | 0.0136 | -0.0344 | 0.0325 | -0.5272 |
| <i>Simpson (1-D)</i> | Intercepto | 0.5869 | 0.0683 | 0.4305 | 0.7446 | 12.1779 |
| | $IVDN_{Enero}$ | 0.6939 | 0.5533 | -0.1278 | 2.3567 | 2.0044 |
| | Número de árboles | -0.00005 | 0.0008 | -0.0024 | 0.001 | -0.1102 |
| <i>Shannon (H)</i> | Intercepto | 1.1338 | 0.1859 | 0.6952 | 1.5882 | 9.6453 |
| | $IVDN_{Enero}$ | 1.7722 | 1.5229 | -0.9463 | 5.8945 | 2.0255 |
| | Número de árboles | 0.0005 | 0.0019 | -0.0049 | 0.0028 | 0.5003 |

El enfoque de RGP permitió el mapeo de las estadísticas de los modelos y el análisis de su variabilidad espacial. Se presenta la distribución espacial del $IVDN_{Marzo}$ que correspondió al de mayor asociación con la riqueza de especies (Figura 2A). Los valores más altos de los coeficientes de regresión del número de árboles tienden a distribuirse en la parte Norte del predio (Figura 2B). La precipitación presentó relación positiva con la riqueza de especies en algunas unidades espaciales, mientras que en otras tuvo una relación negativa (Figura 2C). Los valores más altos de los coeficientes de regresión de $IVDN_{Marzo}$ se distribuyeron en la parte Centro-Norte del predio, y las más bajas en la porción Noroeste (Figura 2D). Referente a la variación espacial de los coeficientes de determinación (R^2 locales), sus mayores valores se registraron en la zona Norte del predio (Figura 2E). Esta variabilidad en los R^2 locales indican los lugares en donde las variables explican en mayor o menor medida a los índices de diversidad.

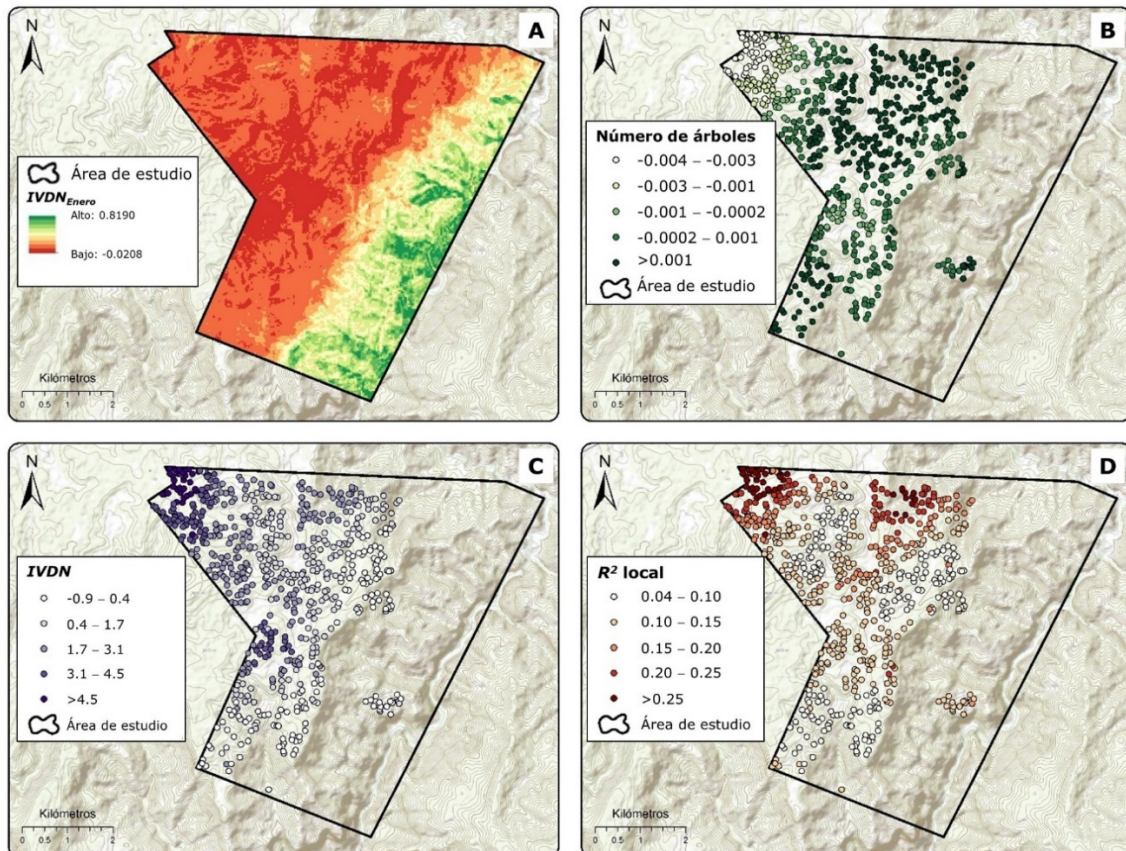


A = Coeficiente de regresión; B = Coeficientes de regresión asociado al número de árboles; C = Coeficientes de regresión asociados a la precipitación; D = Coeficientes de regresión asociados al $IVDN_{Marzo}$; E = R^2 locales.

Figura 2. Distribución espacial de las estadísticas de RGP para riqueza de especies.

Se presenta la distribución espacial del $IVDN_{Enero}$, a la cual correspondió la mayor asociación con el Índice de *Shannon* (Figura 3A). El Coeficiente de regresión del número de árboles tuvo la menor importancia relativa de las variables analizadas (Figura 3B). Los valores más altos de importancia relativa del número de árboles

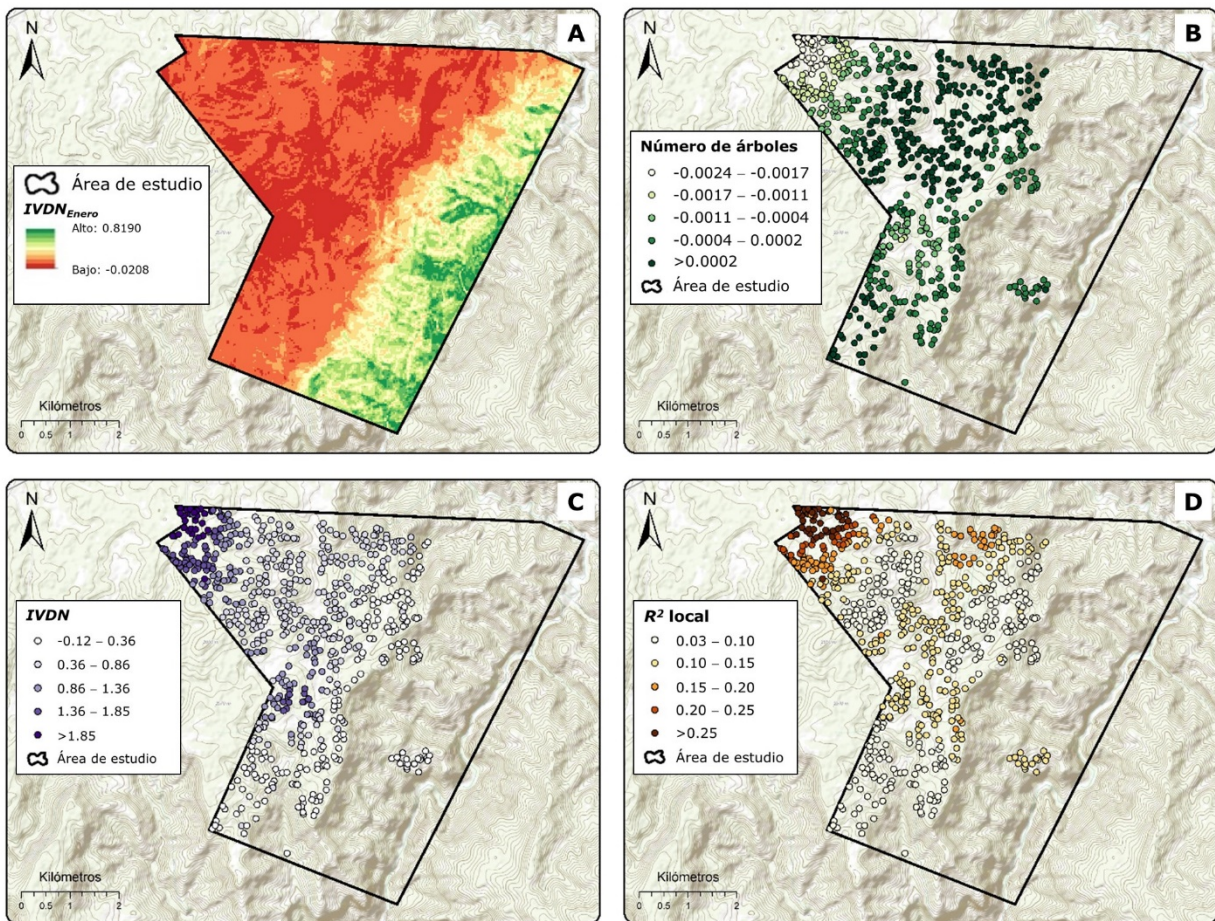
mostraron una tendencia a distribuirse en la parte Norte del predio. El Coeficiente de regresión del $IVDN_{Enero}$ registró la importancia relativa más alta, cuyos valores superiores se distribuyeron al Noroeste del predio, mientras que los más bajos fueron para la zona Noreste hasta la zona Suroeste (Figura 3C). Por último, la R^2 local tuvo los mayores valores al Noroeste del predio, donde el $IVDN_{Enero}$ mostró más importancia relativa. Por su parte, los valores más bajos estuvieron distribuidos en la mayor parte de las muestras analizadas (Figura 3D).



A = $IVDN_{Enero}$; B = Coeficiente de regresión asociado al número de árboles; C = Coeficientes de regresión asociados al $IVDN_{Enero}$; D = R^2 locales.

Figura 3. Distribución espacial de las estadísticas de RGP para Índice de Shannon.

La distribución espacial del $IVDN_{Enero}$ presentó la mayor asociación con el Índice de Simpson (Figura 4A). El Coeficiente de regresión del número de árboles registró la menor importancia relativa de todas las variables analizadas (Figura 4B); los valores más altos para la importancia relativa del número de árboles, se distribuyó en la parte Norte, en la zona Central y en el Sur de la distribución total de los sitios dentro del predio. Los valores más bajos se agruparon en el Noroeste del límite del predio y compartieron esa zona de distribución con los valores más altos del $IVDN_{Enero}$. Por su parte, los valores más bajos del Coeficiente de regresión de $IVDN_{Enero}$ se registraron de Noreste a Este y Sur (Figura 4C). Los valores de R^2 local siguieron el mismo patrón de distribución (Figura 4D).



A = $IVDN_{Enero}$; B = Coeficiente de regresión asociado al número de árboles; C = Coeficientes de regresión asociados al $IVDN_{Enero}$; D = R^2 locales.

Figura 4. Distribución espacial de las estadísticas de RGP para Índice de *Simpson*.

Discusión

Comprender como la diversidad de especies varía en el espacio y explorar los procesos y mecanismos impulsores involucrados han sido objetivos fundamentales de la ecología (Balvanera y Aguirre, 2006) y han contribuido al desarrollo de diferentes métodos de estimación que permiten mejorar los métodos de clasificación tradicionales (Hernández-Stefanoni *et al.*, 2012).

En este estudio se analizó la variación espacial de la relación de los índices de diversidad arbórea con los valores de $IVDN$, datos climáticos y el número de árboles mediante el modelo de RGP. El uso de modelos de regresión ajustados al espacio, como el RGP, mejoran la estimación de los estadísticos en comparación con MCO (Mallick *et al.*, 2021; Cabral-Alemán *et al.*, 2022; Lu *et al.*, 2022); lo anterior también se observó en la presente investigación. Además, el uso de RGP permitió la visualización del poder predictivo de las variables independientes analizadas, así como de la distribución espacial de los estadísticos y su respectivo mapeo.

Principalmente, se determinó que la relación de los índices de diversidad de árboles con los valores del $IVDN$, datos climáticos y el número de árboles varió a través del espacio. De igual forma, el poder explicativo de cada modelo de RGP ajustado mostró una tendencia a variar en el espacio; es decir, existen zonas donde el R^2 fue mayor, por ejemplo, en la zona Norte y Noroeste del área de estudio. Cabe señalar que esas áreas coinciden con las más productivas del predio en términos de biomasa y carbono

(Cartus *et al.*, 2014; Vargas-Larreta *et al.*, 2017). Además, en esas zonas se observó mayor relación entre el *IVDN* y la diversidad de árboles; ello puede explicarse por la relación directa de la biomasa y las variables estructurales con el *IVDN* (Meng *et al.*, 2016). Así, la relación entre el *IVDN* y la diversidad de árboles respalda el supuesto positivo de productividad-diversidad, el cual establece que la relación entre productividad y la diversidad de especies sigue un gradiente ambiental (Madonsela *et al.*, 2017).

Otro de los hallazgos importantes fue la relación de los índices de diversidad con el *IVDN* de distintos meses; es decir, la riqueza de especies tuvo más relación con el *IVDN*_{Marzo}, mientras que para los índices de *Simpson* y *Shannon* fue con el *IVDN*_{Enero}. Estos resultados coinciden con algunos antecedentes que indican que los índices de diversidad tienden a relacionarse mayormente con los valores mensuales de *IVDN* y no con los valores anuales (Meng *et al.*, 2016; Madonsela *et al.*, 2017); lo anterior, se ha ido relacionado directamente con los inicios de la estación de crecimiento, dado que el inicio de la senescencia de la hoja en los árboles marca un aumento en los valores del *IVDN* (Lu *et al.*, 2022). Para el área de estudio, la estación de crecimiento comienza después de las condiciones frías (enero-marzo), caracterizadas por una evaporación baja y más humedad del suelo (Chávez-Gándara *et al.*, 2017) y coincide con el periodo cuando la relación *IVDN*-diversidad fue superior.

Respecto a la influencia relativa de las variables explicativas de la diversidad, el *IVDN* fue el más influyente en la explicación de los índices de diversidad; esto lo sitúa como un predictor importante de la diversidad de árboles (Arekhi *et al.*, 2017; Madonsela *et al.*, 2018), y funciona como sustituto de factores asociados con la diversidad de especies (Hernández-Stefanoni *et al.*, 2023).

Otra variable que ayudó a explicar la variabilidad de los valores de los índices de diversidad fue el número de árboles, que a su vez fue la segunda variable de mayor

importancia relativa. Esta relación es lógica, dado que los índices de diversidad son una función de la distribución relativa de individuos entre especies (Salami *et al.*, 2021).

Por otra parte, hay muchos otros factores que influyen en la diversidad de especies, principalmente el clima, topografía, propiedades del suelo (Song *et al.*, 2021). No obstante, la contribución relativa de cada variable puede variar de una región a otra (Song *et al.*, 2021). Particularmente, en la presente investigación no se obtuvieron relaciones significativas entre algunos índices de diversidad y los datos de clima. Sin embargo, se determinó que la precipitación puede ser un predictor de la riqueza de especies en el área de estudio, a pesar de que esta relación ha sido más evidente a mayores escalas (Xu *et al.*, 2019).

Finalmente, como se ha mencionado en estudios similares, este tipo de resultados deben restringirse a la zona de trabajo, ya que pueden modificarse en función de las especies examinadas, del ambiente o del miembro total de la comunidad (Kiran y Mudaliar, 2012).

Conclusiones

La relación de los índices de diversidad con el *IVDN*, datos climáticos y el número de árboles varía a través del espacio. Las variables independientes evidencian mayor potencial de predicción en la zona Norte y Noroeste del área de estudio; estos resultados soportan la hipótesis de investigación planteada. Se destaca el poder predictivo del *IVDN*, por lo que puede funcionar como sustituto de factores asociados con la diversidad de árboles.

El método de RGP es un método eficaz para el análisis de la relación de la diversidad de árboles y los factores asociados, además de ser una técnica que mejora los resultados, también contribuye a la explicación de la distribución espacial de la diversidad de árboles.

Finalmente, estos resultados sirven como base para investigaciones similares en la región y se recomienda el uso de modelos estadísticos que incluyan el componente espacial para una mejor comprensión de los patrones de diversidad y de los factores asociados.

Agradecimientos

El primer autor agradece al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología (Conahcyt) por la beca otorgada para sus estudios de Maestría (CVU:1076190). Agradecemos al Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de El Salto, Proyecto Núm. r5x48w (11104) "Planificación de buenas prácticas para la conservación de la biodiversidad, a través (SIG) en el ejido Adolfo Ruiz Cortines, Pueblo Nuevo, Durango".

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflictos de interés.

Contribución por Autor

Jesús Emmanuel Méndez-Zúñiga: planeación, levantamiento y análisis de datos, redacción del manuscrito; José Manuel Zúñiga-Vásquez: análisis de datos y revisión del manuscrito; José Guadalupe Colín: dirección, planeación, seguimiento del proyecto y revisión del manuscrito.

Referencias

- Aceves-Rangel, L. D., J. Méndez-González, M. A. García-Aranda and J. A. Nájera-Luna. 2018. Potential distribution of 20 pine species in Mexico. *Agrociencia* 52:1043-1057. <https://www.scielo.org.mx/pdf/agro/v52n7/2521-9766-agro-52-07-1043.pdf>. (10 de agosto de 2024).
- Amatulli, G., S. Domisch, M.-N. Tuanmu, B. Parmentier, ... and W. Jetz. 2018. Data descriptor: A suite of global, cross-scale topographic variables for environmental and biodiversity modeling. *Scientific data* 5:1-15. Doi: 10.1038/sdata.2018.40.
- Arekhi, M., O. Y. Yılmaz, H. Yılmaz and Y. F. Akyüz. 2017. Can tree species diversity be assessed with Landsat data in a temperate forest? *Environmental Monitoring and Assessment* 189:1-14. Doi: 10.1007/s10661-017-6295-6.
- Balvanera, P. and E. Aguirre. 2006. Tree diversity, environmental heterogeneity, and productivity in a Mexican tropical dry forest. *Biotropica* 38(4):479-491. Doi: 10.1111/j.1744-7429.2006.00161.x.
- Brunsdon, C., A. S. Fotheringham and M. E. Charlton. 1996. Geographically weighted regression: A method for exploring spatial nonstationarity. *Geographical Analysis* 28(4):281-298. Doi: 10.1111/j.1538-4632.1996.tb00936.x.
- Cabral-Alemán, C., A. López-Santos, J. R. Padilla-Martínez and J. M. Zúñiga-Vásquez. 2022. Spatial variation of the relative importance of the soil loss drivers in

- a watershed of northern Mexico: a geographically weighted regression approach. *Earth Science Informatics* 15:833-843. Doi: 10.1007/s12145-022-00768-w.
- Cartus, O., J. Kellndorfer, W. Walker, C. Franco, ... and J. M. Michel F. 2014. A national, detailed map of forest aboveground carbon stocks in Mexico. *Remote Sensing* 6(6):5559-5588. Doi: 10.3390/rs6065559.
- Chávez-Gándara, M. P., J. Cerano-Paredes, J. A. Nájera-Luna, V. Pereda-Breceda, ... y S. Corral-Rivas. 2017. Reconstrucción de la precipitación invierno-primavera con base en anillos de crecimiento de árboles para la región de San Dimas, Durango, México. *Bosque* 38(2):387-399. Doi: 10.4067/S0717-92002017000200016.
- Environmental Systems Research Institute (ESRI). 2020. ArcGIS Desktop: Release 10.8. Redlands, CA, United States of America. ESRI.
- Environmental Systems Research Institute (ESRI). 2024. *How Exploratory Regression Works*. <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/latest/tool-reference/spatial-statistics/how-exploratory-regression-works.htm>. (18 de abril de 2024).
- Ferrier, S. and A. Guisán. 2006. Spatial modelling of biodiversity at the community level. *Journal of Applied Ecology* 43(3):393-404. Doi: 10.1111/j.1365-2664.2006.01149.x.
- Fotheringham, A. S., C. Brunsdon and M. Charlton. 2002. Geographically Weighted regression: The analysis of spatially varying relationships. Wiley. Hoboken, NJ, United States of America. 284 p.
- Gillespie, T. W., G. M. Foody, D. Rocchini, A. P. Giorgi and S. Saatchi. 2008. Measuring and modelling biodiversity from space. *Progress in Physical Geography* 32(2):203-221. Doi: 10.1177/0309133308093606.
- Hernández-Stefanoni, J. L., F. Tun D., J. Andrés-Mauricio y L. Á. Hernández M. 2023. Métodos de interpolación espacial para el mapeo de la riqueza de especies usando R. Centro de Investigación Científica de Yucatán, A. C. (CICY). Mérida, Yuc., México. 191 p. https://www.cicy.mx/Documentos/CICY/Investigacion/Recursos_Naturales/Interpolacion/2023-Libro-Metodos-de-interpolacion-CICY.pdf. (26 de junio de 2024).

- Hernández-Stefanoni, J. L., J. A. Gallardo-Cruz, J. A. Meave, D. Rocchini, J. Bello-Pineda and J. O. López-Martínez. 2012. Modeling α - and β -diversity in a tropical forest from remotely sensed and spatial data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 19:359-368. Doi: 10.1016/j.jag.2012.04.002.
- Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático. 2009. Atlas Climático Digital de México. Universidad Nacional Autónoma de México. <https://atlasclimatico.unam.mx/acdm/visualizador>. (18 de abril de 2024).
- Kiran, G. S. and A. Mudaliar. 2012. Remote sensing & Geo-informatics technology in evaluation of forest tree diversity. *Asian Journal of Plant Science & Research* 2(3):237-242. <https://www.imedpub.com/articles/remote-sensing--geoinformatics-technology-in-evaluation-offorest-tree-diversity.pdf>. (18 de abril de 2024).
- Lande, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* 76(1):5-13. Doi: 10.2307/3545743.
- Leija, E. G., N. P. Pavón, A. Sánchez-González, R. Rodríguez-Laguna y G. Ángeles-Pérez. 2021. Dinámica espacio-temporal de uso, cambio de uso y cobertura de suelo en la región centro de la Sierra Madre Oriental: Implicaciones para una estrategia REDD+ (Reducción de Emisiones por la Deforestación y Degradación). *Revista Cartográfica* 102:43-68. Doi: 10.35424/rcarto.i102.832.
- Lu, B., Y. Hu, D. Murakami, C. Brunsdon, ... and P. Harris. 2022. High-performance solutions of geographically weighted regression in R. *Geo-spatial Information Science* 25(4):536-549. Doi: 10.1080/10095020.2022.2064244.
- Madonsela, S., M. A. Cho, A. Ramoelo and O. Mutanga. 2017. Remote sensing of species diversity using Landsat 8 spectral variables. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 133:116-127. Doi: 10.1016/j.isprsjprs.2017.10.008.
- Madonsela, S., M. A. Cho, A. Ramoelo, O. Mutanga and L. Naidoo. 2018. Estimating tree species diversity in the savannah using NDVI and woody canopy cover. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 66:106-115. Doi: 10.1016/j.jag.2017.11.005.

- Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Springer-Science+Business Media, B. Y. New York, NY, United States of America. 179 p.
- Mallick, J., M. K. AlMesfer, V. P. Singh, I. I. Falqi, ... and N. B. Kahla. 2021. Evaluating the NDVI–Rainfall relationship in Bisha Watershed, Saudi Arabia using Non-stationary Modeling Technique. *Atmosphere* 12(5):593. Doi: 10.3390/atmos12050593.
- Martínez-Sifuentes, A. R., J. Villanueva-Díaz, E. Crisantos de la R. y D. W. Stahle. 2021. Modelado actual y future de la idoneidad de habitat el ahuehuete (*Taxodium mucronatum* Ten.): una propuesta para conservación en México. *Botanical Sciences* 99(4):752-770. Doi: 10.17129/botsci.2772.
- Meng, J., S. Li, W. Wang, Q. Liu, S. Xie and W. Ma. 2016. Estimation of forest structural diversity using the spectral and textural information derived from SPOT-5 satellite images. *Remote Sensing* 8(2):125. Doi: 10.3390/rs8020125.
- Miller, J. 2010. Species distribution modeling. *Geography Compass* 4(6):490-509. Doi: 10.1111/j.1749-8198.2010.00351.x.
- Nakaya, T. 2015. Geographically Weighted Generalised linear modelling. *In*: Brunson, C. and A. Singleton (Editors). *Geocomputation: A practical primer*. SAGE Publications, Inc. Thousand Oaks, CA, United States of America. pp. 201-220.
- Nakaya, T. 2016. GWR4 user manual. Windows application for Geographically Weighted Regression modelling. Maynooth University. Kildare, L, Ireland. 39 p. https://sgsup.asu.edu/sites/default/files/SparcFiles/gwr4manual_409.pdf. (18 de mayo de 2024).
- Peet, R. K. 1974. The Measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5:285-307. <http://www.jstor.org/stable/2096890>. (18 de abril de 2024).
- Rosales M., S. 2016. Reconstrucción de precipitación e incendios en bosques de coníferas en el ejido Adolfo Ruiz Cortines, Pueblo Nuevo, Durango. Tesis de Maestría en Ciencias Forestales. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, NL, México. 63 p.

- Salami, K. D., R. B. Shuaibu, V. A. J. Adekunle and J. D. Ogunsola. 2021. Comparative analysis of density, diversity and similarity of forest tree species in three selected states of northern Nigeria. *Journal of Research in Forestry, Wildlife and Environment* 13(3):111-124. <https://www.ajol.info/index.php/jrfwe/article/view/217258>. (30 de mayo de 2024).
- Sancha N., E. F. 2010. El estudio de los índices de vegetación como base para conocer las relaciones entre la vegetación y el clima. *In: Ojeda Z., J., I. Vallejo V. y M. F. Pita L. (Coords.). Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica. Editorial de la Universidad de Sevilla. Sevilla, SE, España. pp. 1095-1108.*
- Sánchez-Díaz, B. 2018. La teledetección en investigaciones ecológicas como apoyo a la conservación de la biodiversidad: una revisión. *Revista Científica* 33(3):243-253. Doi: 10.14483/23448350.13370.
- Simpson, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163:688. Doi: 10.1038/163688a0.
- Song, X., M. Cao, J. Li, R. L. Kitching, ... and J. Yang. 2021. Different environmental factors drive tree species diversity along elevation gradients in three climatic zones in Yunnan, southern China. *Plant Diversity* 43(6):433-443. Doi: 10.1016/j.pld.2021.04.006.
- Vargas-Larreta, B., C. A. López-Sánchez, J. J. Corral-Rivas, J. O. López-Martínez, C. G. Aguirre-Calderón and J. G. Álvarez-González. 2017. Allometric equations for estimating biomass and carbon stocks in the temperate forests of North-Western Mexico. *Forests* 8(8):269. Doi: 10.3390/f8080269.
- Vela-Pelaez, A. A., M. A. Navarro-Martínez, M. A. Mendoza B., J. A. Sánchez-Sánchez y L. G. Esparza-Olguín. 2024. Análisis multitemporal de cambios en el NDVI en una región con aprovechamiento forestal en la península de Yucatán, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 15(81):160-186. Doi: 10.29298/rmcf.v15i81.1425.

Xu, X., D. Dimitrov, N. Shrestha, C. Rahbek and Z. Wang. 2019. A consistent species richness–climate relationship for oaks across the Northern Hemisphere. *Global Ecology and Biogeography* 28(8):1051-1066. Doi: 10.1111/geb.12913.



Todos los textos publicados por la **Revista Mexicana de Ciencias Forestales** –sin excepción– se distribuyen amparados bajo la licencia *Creative Commons 4.0* [Atribución-No Comercial \(CC BY-NC 4.0 Internacional\)](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/), que permite a terceros utilizar lo publicado siempre que mencionen la autoría del trabajo y a la primera publicación en esta revista.