



Análisis multitemporal mediante imágenes de alta resolución en un Matorral Espinoso Tamaulipeco

Multitemporal analysis using high-resolution images in a Tamaulipan Thornscrub

Alejandro Alcalá-Rojas¹, Eduardo Alanís-Rodríguez¹, Rufino Sandoval-García^{2*}, Oscar Alberto Aguirre-Calderón¹, Gerardo Cuéllar-Rodríguez¹, Israel Yerena-Yamallel¹

Fecha de recepción/Reception date: 12 de marzo de 2025.
Fecha de aceptación/Acceptance date: 20 de enero de 2026.

¹Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. México.

²Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico del Valle de Oaxaca, México.

*Autor para correspondencia; correo-e: rufino.sadoval.garcia@gmail.com

*Corresponding author; e-mail: rufino.sandoval.garcia@gmail.com

Resumen

En el noreste de México, se estableció un área de conservación de la biodiversidad dentro de un complejo industrial, donde a partir del año 2010 se implementó un programa de reforestación con especies nativas. El objetivo fue evaluar cuantitativamente, mediante análisis multitemporal de imágenes de alta resolución, la efectividad de un proyecto de restauración ecológica en el Matorral Espinoso Tamaulipeco, en función de los cambios espaciales en la cobertura vegetal y el uso de suelo registrados entre 1995 y 2024. Los resultados indicaron un aumento lineal ($R^2=0.92$) de la cobertura de la vegetación conforme transcurrió el tiempo. En 1995 ocupaba 32.22 % del área de conservación y en 2024, 62.67 %. En contraste, la superficie con agricultura disminuyó de 38.5 % en 1995 a 12.6 % en 2008, y fue nula a partir de 2014. Asimismo, la cobertura de pastizal se redujo de 27.1 % en 1995 a 17.1 % en 2024. Los resultados del estudio evidencian una recuperación de la cobertura vegetal como consecuencia de la implementación del programa de restauración ecológica en una superficie de 83 ha. Este incluyó la plantación de 69 537 individuos provenientes de rescates, 18 500 individuos de viveros locales; con una supervivencia de 85 % al año 2024, para al menos 10 especies de interés ecológico. Los hallazgos confirman la efectividad de dichas estrategias en el restablecimiento de la vegetación, que puede servir como base para el diseño e implementación de proyectos de restauración a mayor escala.

Palabras claves: Agricultura, cambio de uso del suelo, clasificación supervisada, conservación de la biodiversidad, reforestación, restauración ecológica.

Abstract

In Northeastern Mexico, a biodiversity conservation area was established within an industrial complex, where a reforestation program with native species was implemented in 2010. The objective of this paper was to quantitatively assess, through multitemporal analysis of high-resolution images, the effectiveness of an ecological restoration project in the Tamaulipan Thornscrub, based on spatial changes in vegetation cover and land use recorded between 1995 and 2024. The results indicated a linear increase ($R^2=0.92$) in vegetation cover over time. In 1995, it occupied 32.22 % of the conservation area, and in 2024, 62.67 %. In contrast, the area used for agriculture decreased from 38.5 % in 1995 to 12.6 % in 2008, and was zero from 2014 onwards. Likewise, the grassland cover decreased from 27.1 % in 1995 to 17.1 % in 2024. The results of the study show a recovery in vegetation cover as a result of the implementation of the ecological restoration program over an area of 83 ha. This included the planting of 69 537 individuals from rescues and 18 500 individuals from local nurseries, with a survival rate of 85 % by 2024 for at least 10 species of ecological interest. The findings confirm the effectiveness of these strategies in restoring vegetation, which can serve as a basis for the design and implementation of larger-scale restoration projects.

Keywords: Agriculture, land use change, supervised classification, biodiversity conservation, reforestation, ecological restoration.

Introducción

A nivel mundial, se han establecido diversas categorías de áreas naturales protegidas con el fin de conservar la biodiversidad y restablecer comunidades vegetales degradadas (Arneth et al., 2023). En México, en el ámbito federal existen reservas de la biosfera, parques nacionales, monumentos naturales, áreas destinadas a la protección de recursos, flora y fauna, así como santuarios (Reyna-Rojas et al., 2021). Además de estas áreas bajo protección gubernamental, hay espacios de conservación en terrenos de propiedad privada, donde sus responsables implementan estrategias para proteger el capital biológico del país (Cámara de Diputados, 1988; Patiño-Flores et al., 2019).

En el noreste de México, dentro del estado de Nuevo León, se ubica un Área de Conservación de Flora y Fauna, la cual se ha destinado a la conservación de la biodiversidad y el restablecimiento de comunidades vegetales degradadas (Patiño-Flores et al., 2019). Desde el año 2010, en esta zona se han implementado diversos programas de reforestación con especies leñosas para recuperar la cobertura vegetal (Alanís-Rodríguez et al., 2016).

En estudios previos se han evaluado la densidad de plantación y la cobertura de copa de las plantaciones en el área (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2016, 2021; Alcalá-Rojas *et al.*, 2025). Si bien, en ellos se han documentado acciones de reforestación puntuales, no se ha realizado un seguimiento y análisis multitemporal que permita evaluar la dinámica de la recuperación de la cobertura vegetal a lo largo del tiempo. Solo se ha consignado la cantidad de individuos plantados, mas no el comportamiento del cambio de uso de suelo en el tiempo.

Para los estudios multitemporales, los índices de vegetación derivados de imágenes multiespectrales de alta resolución, obtenidas mediante satélites y vehículos aéreos no tripulados (VANT), han demostrado ser herramientas eficientes para el monitoreo de ecosistemas (Gutiérrez-Barrientos *et al.*, 2022; Mao *et al.*, 2020). Dicha metodología permite obtener datos de manera rápida, consistente y aplicable a zonas de difícil acceso, lo cual reduce el tiempo y los costos asociados a las evaluaciones en campo (Doi, 2021).

En este contexto se planteó evaluar cuantitativamente, mediante análisis multitemporal de imágenes de alta resolución, la efectividad de un proyecto de restauración ecológica en el Matorral Espinoso Tamaulipeco, a partir de los cambios espaciales en la cobertura vegetal y el uso de suelo registrados entre 1995 y 2024. Con ello, se busca aportar información sobre la dinámica de la recuperación de la cobertura vegetal derivada del proyecto de restauración ecológica en ese tipo de vegetación y generar insumos para la gestión y planificación de estrategias enfocadas a su conservación.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio fue una superficie de 83.72 ha, localizada en el municipio Pesquería, Nuevo León, México (Figura 1), coordenadas 25°45'94.99" N y 99°57'43.61" O, y a una altitud de 305 m. El clima de la región se clasifica como seco-semicálido (BWhw), según la clasificación de Köppen modificada por García (García & Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio], 1998). El suelo predominante es de tipo Vertisol pélico (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática [INEGI], 2014). La vegetación característica corresponde al Matorral Espinoso Tamaulipeco (MET) (Alanís-Rodríguez et al., 2021).

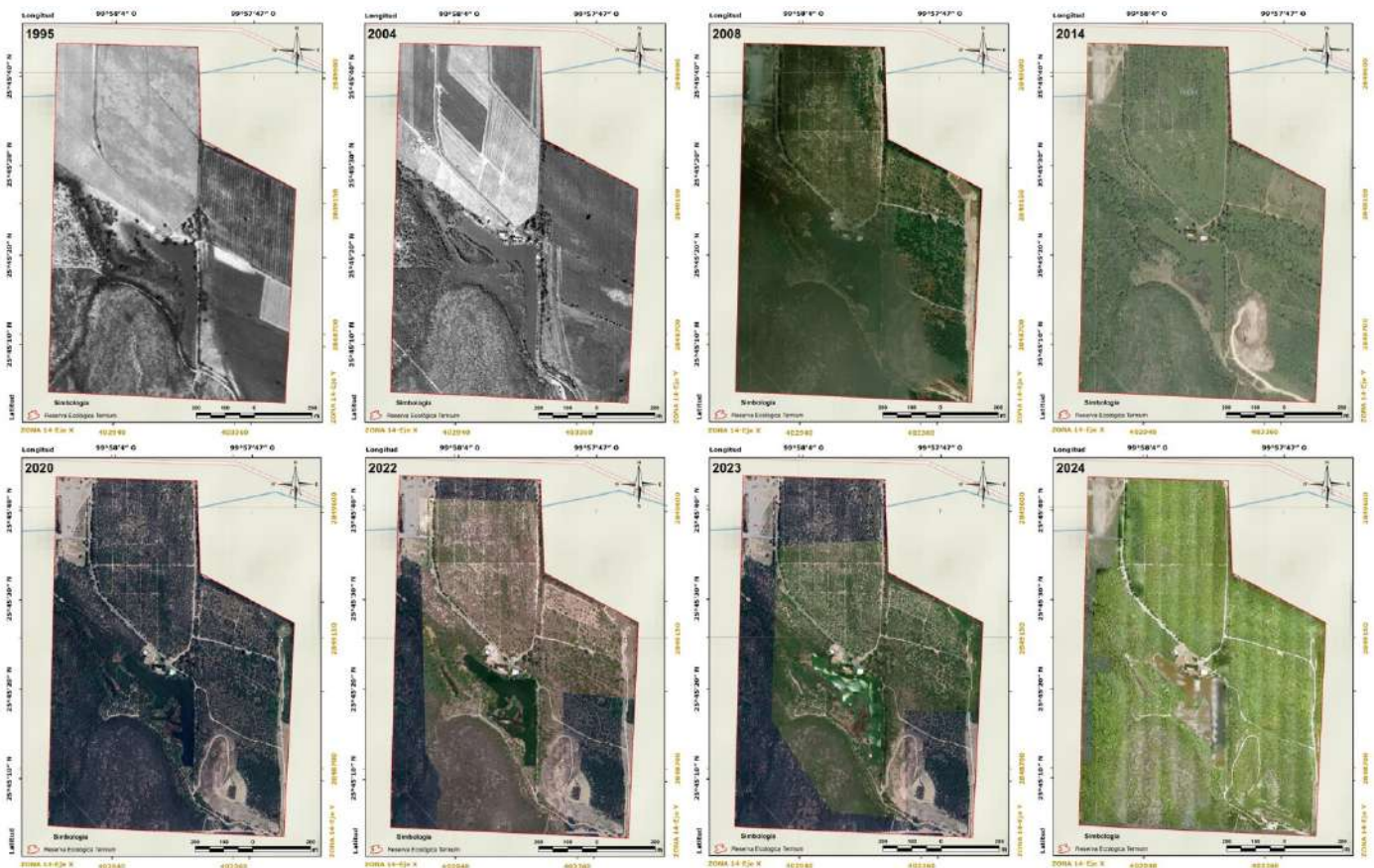


Figura 1. Localización del área de estudio en el municipio Pesquería, Nuevo León, México.

Adquisición de imágenes

En la clasificación de las coberturas se utilizó una ortofoto de 2 m pixel (año 1995), una ortofoto de 1.5 m pixel (año 2004), las cuales se obtuvieron de la plataforma Espacios y Datos de México (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi], 2024), así como seis imágenes satelitales de alta resolución de *Airbus Defence and Space* de 1.14 m pixel (año 2008), 22 imágenes de *GeoEye-1* de 0.28 m pixel (año

2014), 22 imágenes de *Birdseye* de 0.28 m pixel (año 2020) de la plataforma *SASPlanet* (SASPlanet Development Team, 2024), ambas fuentes son de libre acceso y código abierto. Las imágenes de los años 2022, 2023 y 2024 se obtuvieron de un vuelo por año con un Vehículo Aéreo No Tripulado (VANT) marca *Wingtra*[®] modelo One RGB61, en modo *autopilot* a una altura de 120 m que generaron aproximadamente 446 imágenes de 0.05 m pixel traslapadas 70/60 % y procesadas con el *software Pix4D* versión 4.8.4 (Pix4D, 2023) (Figura 2).



W = Oeste.

Figura 2. Ortomosaicos del área de conservación ubicada en el municipio Pesquería, Nuevo León, México (1995-2024).

Clasificación de coberturas

Previo al procesamiento y utilización de las imágenes satelitales, incluyendo las ortofotos obtenidos por el VANT, se realizó una corrección geométrica a través de la toma de puntos de control identificables; para ello se aplicó una transformación matemática (polinómica o similar) y se usó un modelo digital de elevación para la ortorrectificación, seguido de un remuestreo para rellenar los nuevos valores de pixeles mediante métodos como el vecino más cercano o la convolución cúbica, el resultado fue una imagen georreferenciada lista para el análisis.

Los sitios se distribuyen de forma sistemática en áreas con alto grado de confusión por la reflectancia de las imágenes, la exposición, el ruido y la nubosidad (Figura 3).



A = Resolución de 0.28 m pixel; B = Resolución de 0.05 m pixel.

Figura 3. Ejemplo de la resolución de 0.28 m pixel y 0.05 m pixel.

La detección de cambios se hizo en el *software Quantum GIS QGIS 3.36.0 "Maidenhead"* con la caja de herramientas de procesos *SAGA (System for Automated Geoscientific Analyses)* de código abierto (QGIS Development Team, 2024), mediante una clasificación no supervisada con el módulo *K-Means Cluster Analysis*, el cual hace un agrupamiento en clúster con la técnica de refinamiento iterativo (Jumb et al., 2014). Posteriormente, se utilizó el método de clasificación supervisada, a partir de la conversión de los archivos de formato ráster a vectorial, mediante sitios de entrenamiento de la información obtenida en campo, en el cual se ejecutó un total de seis clases de uso del suelo y vegetación (Rashmi et al., 2016).

Validación de la información

Para el cálculo de la concordancia y precisión de la clasificación de las imágenes satelitales de alta resolución y de las obtenidas con el VANT, se utilizó el módulo *r.kappa* de la extensión de *GRASS 7.6.0* del *software QGIS 3.36.0* (QGIS Development Team, 2024). Se generó una matriz de error y se determinó el Coeficiente de *Kappa*, con la Ecuación 1 (Quezada et al., 2022):

$$K = \frac{Po - Pe}{1 - Pe} \quad (1)$$

Donde:

K = Coeficiente de *Kappa*

Po = Concordancia observada

Pe = Concordancia esperada por azar

$1 - Pe$ = Máxima concordancia potencial no correspondida a la casualidad

El Coeficiente de *Kappa* fue de 0.85, lo cual, de acuerdo con Landis y Koch (1977), indica que la coincidencia entre las imágenes es casi perfecta, esto garantiza un alto grado de similitud al replicar el estudio. La información se validó con los antecedentes de uso de suelo y recorridos en campo en los que se obtuvieron 40 puntos de control.

Análisis multitemporal

La determinación de los cambios (aumento o pérdida) de cobertura forestal y de uso de suelo, se estimó mediante una tabulación cruzada entre ocho periodos diferentes: 1995-2004, 2004-2008, 2008-2014, 2014-2020, 2020-2022, 2022-2023, 2023-2024 y 1995-2024; para ello se utilizó la Ecuación 2, desarrollada por la *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO,1993) y adaptada por Palacio-Prieto et al. (2004).

$$\delta_n = \left[\left(\frac{S_2}{S_1} \right)^{\frac{1}{n}} - 1 \right] \times 100 \quad (2)$$

Donde:

δ_n = Tasa de cambio expresada en porcentaje

S_1 = Superficie de la fecha 1

S_2 = Superficie de la fecha 2

n = Número de años entre las dos fechas

Con los datos obtenidos en la clasificación de las imágenes, se calculó la tasa de deforestación anual, que consiste en comparar la cobertura del suelo de un mismo sitio en dos periodos diferentes, para lo cual se utilizó la Ecuación 3, propuesta por Puyravaud (2003), donde un valor “r” positivo indica aumento de la cobertura vegetal, mientras que un valor negativo demuestra una pérdida de cobertura.

$$r = \left(\frac{1}{t_2 - t_1} \right) \times \ln \left(\frac{A_2}{A_1} \right) \times 100 \quad (3)$$

Donde:

A_1 = Cobertura vegetal o uso de suelo en el tiempo inicial

A_2 = Cobertura vegetal o uso de suelo en el tiempo final

t_1 = Periodo inicial

t_2 = Periodo final

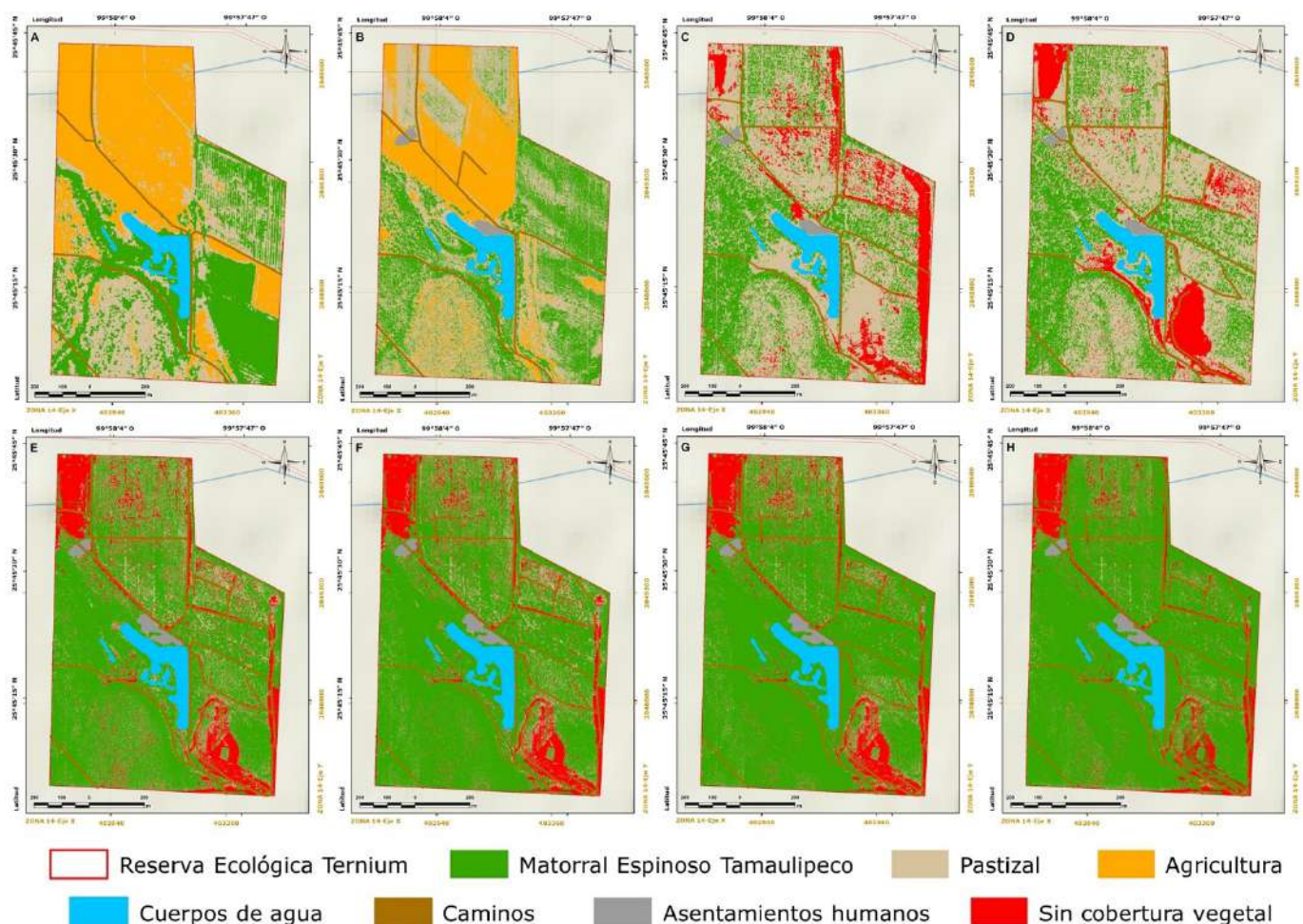
Acciones de restauración en el área

El proceso de restauración ecológica se inició en abril de 2010 mediante la exclusión del área al pastoreo de ganado y la reforestación con especies leñosas nativas en diferentes etapas entre 2010 y 2024. Se utilizaron tanto individuos provenientes de viveros forestales locales, como ejemplares rescatados de áreas sometidas a cambio de uso de suelo. Para la plantación se empleó un diseño de disposición triangular, con una distancia de 1.5 m entre individuos y líneas, para tener una densidad de 992 plantas por hectárea ($n \text{ ha}^{-1}$).

De manera complementaria, se implementaron acciones de mantenimiento orientadas a la eliminación de pastos exóticos, con el fin de reducir la competencia por recursos y favorecer el establecimiento de la vegetación nativa. Al paso del tiempo se observó el éxito de la eliminación de pastos exóticos, ya que para el año 2024, su presencia fue escasa, solo hubo presencia debajo de la cobertura de la plantación, cuyas alturas fueron de hasta 3 m. Asimismo, se aplicó riego de apoyo con un camión cisterna, una frecuencia semanal durante los primeros cuatro meses posteriores a la plantación y quincenal en los siguientes ocho meses (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2021). Finalmente, se realizó la reposición de plántulas muertas durante los años posteriores a la plantación, con el objetivo de asegurar el establecimiento y la conformación de la comunidad vegetal y mantener una supervivencia de 85 % al año 2024, para este último se alcanzaron a plantar 88 106 ejemplares de flora nativa de por lo menos 10 diferentes especies.

Resultados

El procesamiento multitemporal de imágenes de alta resolución permitió cuantificar las transiciones de uso de suelo y cobertura vegetal en el área de estudio durante el periodo 1995-2024, como base para evaluar la efectividad del proyecto de restauración ecológica (Figura 4).



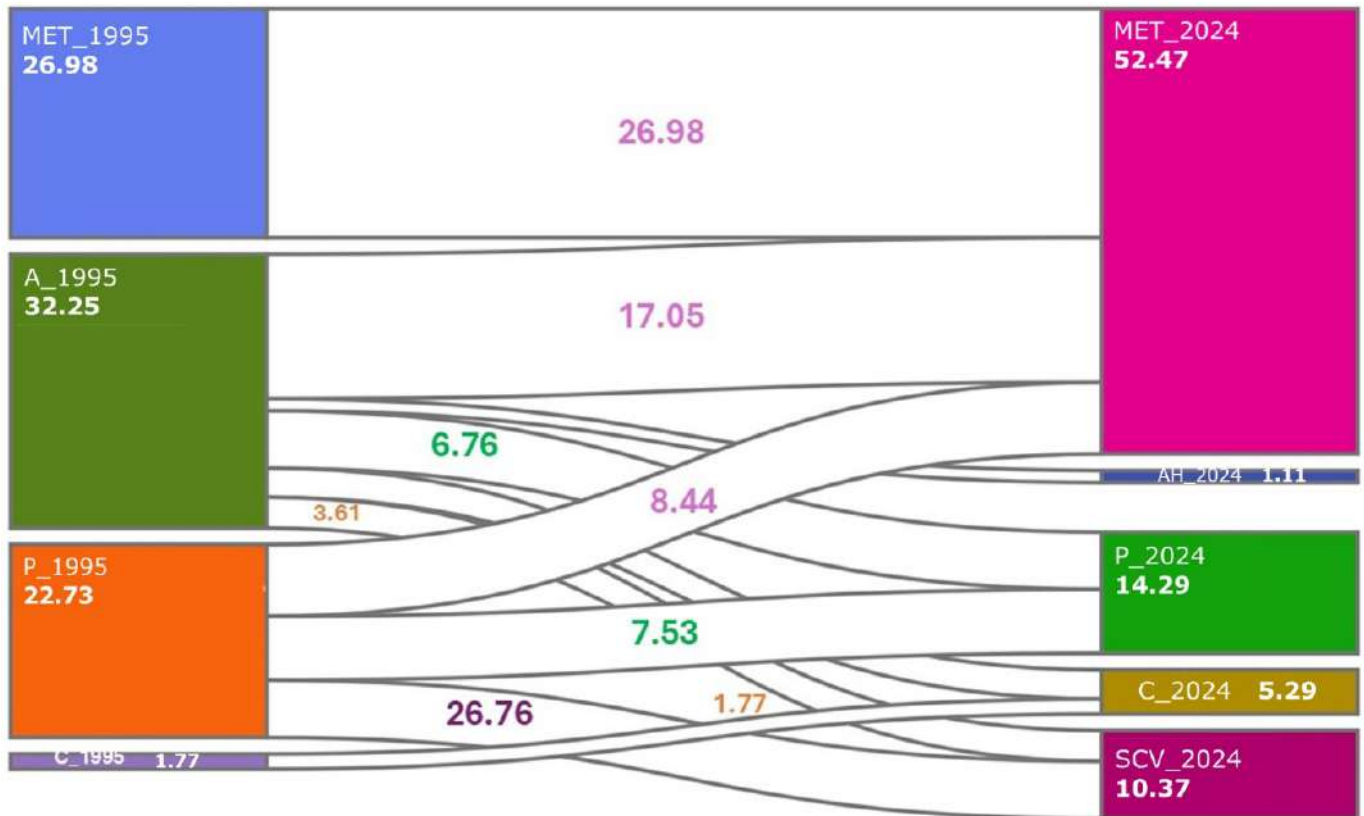
Uso del suelo: A = 1995; B = 2004; C = 2008; D = 2014; E = 2020; F = 2022; G = 2023; H = 2024. W = Oeste.

Figura 4. Cambio de uso de suelo de los años 1995 al 2024.

Los resultados indicaron que la cobertura del MET fue dominante y estable, mientras que la agricultura y el pastizal fueron más dinámicas, debido al proceso de conversión hacia MET, principalmente.

En la Figura 5 se muestra el cambio de uso de suelo comparando el año 1995 con el 2024; se aprecia la conservación de 26.98 ha de MET; las 32.25 ha de agricultura pasaron a ser 20.2 ha de MET, 8.22 ha de pastizal, 1.11 ha de asentamientos humanos y 2.72 ha de caminos; las 22.73 ha de pastizal se transformaron en 5.29 ha de MET, 2.15 ha sin cobertura vegetal, 14.29 ha se mantuvieron como pastizal, 0.21 ha de

caminos y 0.29 ha de asentamientos humanos. Por último, de las 1.77 ha de caminos, se conservaron 1.7 ha, además de las adicionales del cambio de pastizal y agricultura.



MET = Matorral Espinoso Tamaulipeco; P = Pastizal; A = Agricultura; C = Caminos; AH = Asentamientos humanos; SCV = Sin cobertura vegetal.

Figura 5. Diagrama de *Sankey* del periodo 1995 al 2024.

Al analizar por periodo la tasa de cambio y permanencia fue evidente que, a partir del año 2020, la permanencia del uso de suelo se mantuvo sin cambios significativos y el mayor cambio se presentó en el periodo 2008-2014 y 2014-2020 que correspondieron al inicio de la restauración, reforestación y establecimiento de las plantaciones. El comportamiento de estos cambios se muestra en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Tasa de cambio/permanencia de uso de suelo de 1995 a 2024.

Periodo	Área cambiada (ha)	Área permanente (ha)	% de cambio	% de permanencia
1995→2004	11.61	72.12	13.87	86.13
2004→2008	10.10	73.62	12.07	87.93
2008→2014	15.58	68.14	18.61	81.39
2014→2020	16.35	67.37	19.53	80.47
2020→2022	3.47	80.26	4.14	95.86
2022→2023	1.10	82.63	1.31	98.69
2023→2024	1.55	82.18	1.85	98.15

Los usos de suelo con cambios positivos en todos los periodos fueron el MET, los caminos y los asentamientos humanos, con valores promedios de 2.45 %, 5.25 % y 3.18 % respectivamente. Los mayores cambios negativos se observaron en agricultura para el periodo 2004-2008, con -15.48 % y pastizal con un -10.03 % en el lapso 2014-2020 (Figura 6).

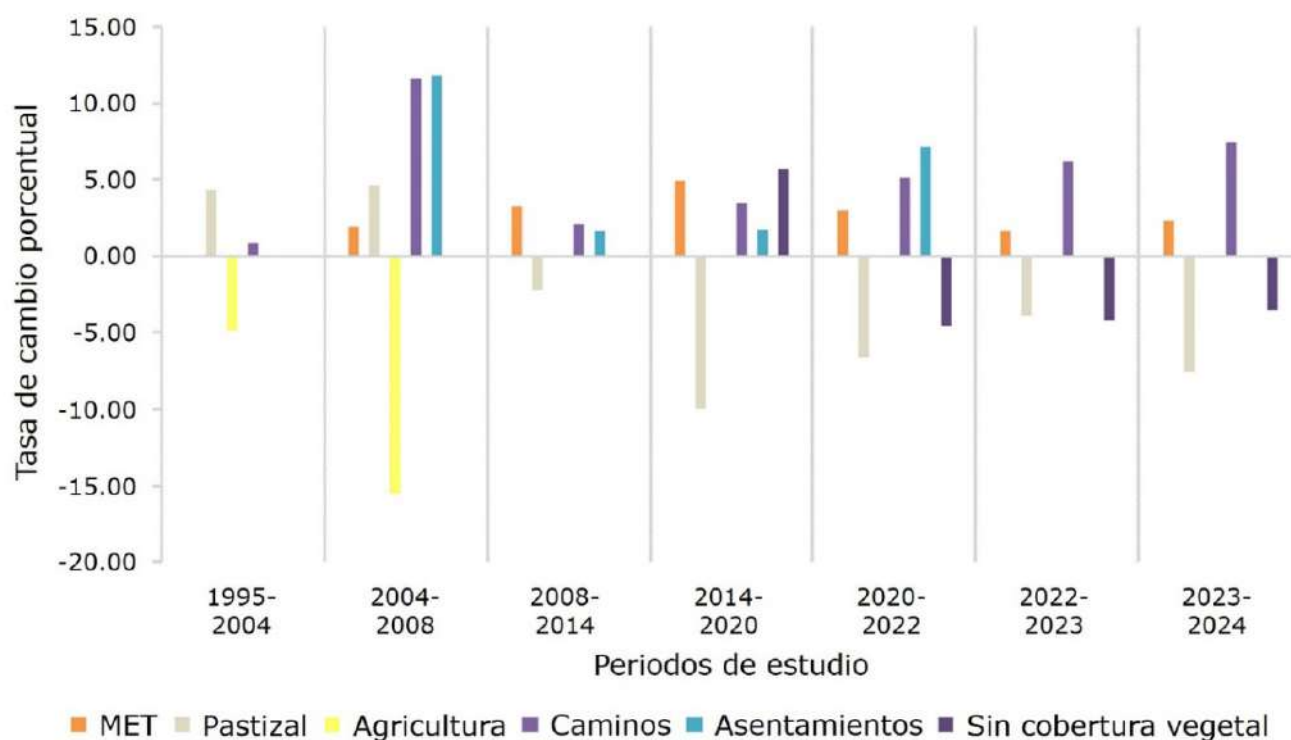


Figura 6. Tasa de cambio de la superficie evaluada durante el periodo 1995 a 2024.

Del análisis de la información para el MET se aprecia un incremento de manera lineal ($R^2=0.91$) conforme transcurre el tiempo. En el año 1995 ocupaba 32.22 % de la superficie de 83 ha del área de conservación y para el año 2024 ya era de 62.67 %. La superficie de pastizal aumentó de 1995 a 2008, pero después de la restauración disminuyó de 2008 a 2024; la agricultura se redujo de 1995 a 2008, para el año 2014 fue de cero.

La superficie de MET se mantuvo, prácticamente, estable de 1995 a 2008, y comenzó a incrementarse a partir de 2014, debido a que se realizaron labores de reforestación en el año 2010. El mayor aumento se visualizó a partir de 2020, ya que se continuó con la plantación desde el año 2010 hasta el 2024 y los ejemplares tuvieron dimensiones más grandes, por lo que generaron una mayor cobertura vegetal. Estos cambios en la cobertura vegetal fueron producto de las acciones de restauración, y no del proceso de regeneración natural. Alcalá-Rojas *et al.* (2025), evaluaron la regeneración natural en 18 ha, las cuales están dentro de las 83 ha donde se realizó este estudio y si bien, la plantación ha generado las condiciones para una regeneración natural, su crecimiento no ha sido significativo, con un volumen de solo $3.8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, mientras que la plantación presenta valores de $15 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

La actividad agrícola dejó de realizarse en el área de estudio, y fue sustituida por la cobertura de pasto exótico. Posteriormente, dicha cobertura se removió del sitio para dar inicio al proceso de restauración mediante el establecimiento de especies nativas. Mientras no existió intervención, la superficie de pastizal mostró una tendencia creciente. Sin embargo, a partir de 2009, cuando se iniciaron las actividades de restauración, dicha cobertura empezó a disminuir. Desde 2020, esta reducción se ha mantenido estable, de tal manera que el pastizal únicamente se conserva en áreas específicas destinadas a la protección y conservación del suelo.

Discusión

Para evaluar la eficacia de los proyectos de restauración ecológica, es fundamental adoptar un enfoque sistemático e integral que permita monitorear la dinámica de las comunidades vegetales (León & Vargas-Ríos, 2021). Sin embargo, el monitoreo tradicional basado en evaluaciones *in situ* presenta limitaciones, especialmente en sitios de difícil acceso o en proyectos de restauración a gran escala (Gutiérrez-Barrientos et al., 2022; Mao et al., 2020). En este contexto, el uso de imágenes de teledetección ofrece ventajas significativas, ya que es posible evaluar la recuperación de la cobertura vegetal a lo largo del tiempo y en extensas áreas, lo cual facilita la detección de cambios que serían difíciles de observar mediante muestreos en campo (Doi, 2021; Liu et al., 2019).

Si bien en esta investigación no se trabajó en una superficie amplia, el objetivo fue establecer una aproximación metodológica que sienta las bases para su aplicación a escalas mayores, lo que contribuiría a mejorar el seguimiento de proyectos de restauración ecológica y a generar información más robusta para la toma de decisiones en la gestión de ecosistemas.

Los resultados de la presente investigación indican que la cobertura vegetal del Matorral Espinoso Tamaulipeco se ha incrementado de manera progresiva a lo largo del tiempo. Este aumento se atribuye a las acciones de reforestación implementadas en el marco del proyecto de restauración ecológica en el área de estudio (Alanís-Rodríguez et al., 2021; Molina-Guerra et al., 2023). En esas zonas, Alanís-Rodríguez et al. (2021) documentaron que la recuperación se reflejó en una cobertura de copa de $9\,298\text{ m}^2\text{ ha}^{-1}$, con una densidad de $1\,033$ individuos ha^{-1} y Alcalá-Rojas et al. (2025) citaron una densidad de $1\,129$ individuos ha^{-1} . Además, Alcalá-Rojas et al. (2025) evaluaron la regeneración natural de leñosas bajo la cobertura de las especies reforestadas y registraron $1\,513$ plántulas de menor porte, lo que evidencia procesos de regeneración natural en curso.

Hallazgos similares se han consignado por Sandoval-García et al. (2021), quienes documentaron un incremento de 6.6 % en la cobertura forestal en la Mixteca Alta Oaxaqueña entre 1995 y 2016, como resultado de estrategias de restauración ecológica. De manera análoga, Hernández-Cavazos et al. (2023) registraron una recuperación de 12.83 % en la cobertura del Matorral Espinoso Tamaulipeco en el municipio Linares, Nuevo León, durante el periodo 1995-2021. Esta información sugiere que las estrategias de restauración ecológica pueden ser efectivas en la recuperación de la cobertura vegetal en ecosistemas semiáridos, aunque es necesario continuar con el monitoreo para evaluar su estabilidad a largo plazo.

Los resultados indican que la superficie destinada a la agricultura disminuyó entre 1995 y 2008, con 0.00 ha en 2014. Ese cambio se atribuye, en principio, a que se dejaron de realizar actividades agrícolas posteriormente a las acciones de restauración ecológica implementadas en dichas áreas, las cuales se han transformado en comunidades vegetales de Matorral Espinoso Tamaulipeco. En contraste, Alanís-Rodríguez et al. (2021) evaluaron una comunidad sin tratamiento de restauración en la misma localidad y observaron una recuperación limitada de la cobertura de copa, atribuida a que la regeneración natural es lenta bajo condiciones de alta competencia con herbáceas exóticas.

El área sin cobertura vegetal presentó un incremento en el año 2014, como consecuencia del establecimiento de una zona destinada a la acumulación de material edáfico generado por actividades de cambio de uso de suelo. Este proceso implicó la remoción de la vegetación previamente existente, lo cual generó superficies desnudas que alteraron la continuidad de la cobertura vegetal en el área de estudio.

En relación con el área ocupada por el pastizal inducido, está dominada principalmente por la especie exótica invasora *Cenchrus ciliaris* L. Entre 1995 y 2008, su cobertura aumentó de 22.73 % a 39.86 %, lo que evidencia su alto potencial invasor. Posteriormente, como resultado de las acciones de restauración, dicha cobertura se redujo a 14.29 %. En el área de estudio se trabajó en la remoción de este pasto, y sustitución por *Cynodon dactylon* (L.) Pers. para evitar la erosión del suelo. En la actualidad, la presencia de *Cenchrus ciliaris* es solo bajo la cobertura

vegetal de forma aislada. No obstante, la recuperación natural de la comunidad vegetal nativa bajo condiciones de competencia con *C. ciliaris* tiende a ser lenta, debido a la fuerte competencia interespecífica ejercida por esta gramínea, la cual monopoliza la cobertura y limita el establecimiento de especies nativas (Alanís-Rodríguez et al., 2023; Arriaga et al., 2004; Marshall et al., 2012).

Uno de los objetivos fundamentales de los proyectos de restauración ecológica es asistir a áreas desprovistas de vegetación nativa para que evolucionen hacia comunidades funcionales compuestas por taxones nativos (Pequeño-Ledezma et al., 2016). Dicho enfoque busca detener las causas de degradación, recuperar la vegetación y fauna propias del ecosistema, y facilitar procesos de sucesión ecológica que promuevan la regeneración natural (Alcalá-Rojas et al., 2025).

Conclusiones

A través del análisis de la información recolectada, se infiere que las actividades de restauración han sido efectivas, dado que se ha incrementado la cobertura vegetal y se han establecido condiciones para una regeneración natural, que con el tiempo contribuirá a incrementar esa cobertura. Es recomendable continuar con el seguimiento a estas condiciones. A través del análisis multitemporal mediante imágenes de alta resolución fue posible evaluar cuantitativamente la efectividad del proyecto de restauración ecológica en el Matorral Espinoso Tamaulipeco, a partir de los cambios espaciales en la cobertura vegetal y el uso de suelo entre 1995 y 2024. El resultado más relevante es el incremento sostenido de la cobertura de matorral, de 32.22 % a 62.67 %, con una tendencia lineal positiva ($R^2=0.91$), lo que demuestra una recuperación significativa atribuible a las acciones de restauración iniciadas en 2009. De manera complementaria, la conversión de superficies agrícolas y de pastizal inducido hacia comunidades

dominadas por vegetación nativa, así como la reducción del pastizal asociado a *Cenchrus ciliaris*, refuerzan la efectividad de las estrategias de reforestación, exclusión de disturbios y control de especies exóticas. En conjunto, estos resultados confirman que la teledetección de alta resolución constituye una herramienta robusta para evaluar la efectividad de proyectos de restauración ecológica en ecosistemas semiáridos y establecen una base metodológica replicable para el monitoreo, la planificación y la toma de decisiones en iniciativas de restauración a mayor escala.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (ahora Secretaría de Ciencias, Humanidades, Tecnología e Innovación) por la beca de posgrado otorgada al primer autor, a la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León y al Instituto Tecnológico del Valle de Oaxaca por las facilidades otorgadas para la realización de la presente investigación.

Conflicto de interés

Sin conflicto de intereses. Eduardo Alanís-Rodríguez declara no haber participado en el proceso editorial del manuscrito.

Contribución por autor

Alejandro Alcalá-Rojas y Eduardo Alanís-Rodríguez: concepción de la investigación, recorridos de campo, integración y redacción del primer borrador del manuscrito; Rufino Sandoval-García: obtención de imágenes, análisis de la información y generación de cuadros; Oscar Aguirre-Calderón y Gerardo Cuéllar-Rodríguez: validación de la información y redacción de la Introducción y Conclusiones; Israel Yerena-Yamallel: validación de la información y redacción de los Resultados. Todos los autores revisaron y aprobaron la versión final del manuscrito.

Referencias

- Alanís-Rodríguez, E., Martínez-Adriano, C. A., Sánchez-Castillo, L., Rubio-Camacho, E. A., & Valdecantos, A. (2023). Land abandonment as driver of woody vegetation dynamics in Tamaulipan thornscrub at Northeastern Mexico. *PeerJ*, 11, Article e15438. <https://doi.org/10.7717/peerj.15438>
- Alanís-Rodríguez, E., Molina-Guerra, V. M., Collantes-Chavéz-Costa, A., Buendía-Rodríguez, E., Mora-Olivo, A., Sánchez-Castillo, L., & Alcalá-Rojas, A. G. (2021). Structure, composition and carbon stocks of woody plant community in assisted and unassisted ecological succession in a Tamaulipan thornscrub, Mexico. *Revista Chilena de Historia Natural*, 94, Article 6. <https://doi.org/10.1186/s40693-021-00102-6>
- Alanís-Rodríguez, E., Molina-Guerra, V. M., Rechy-Palmeros, L., Alcalá-Rojas, A. G., Marín-Solís, J. D., & Pequeño-Ledezma, M. Á. (2016). Composición, diversidad y supervivencia de un área restaurada en el Complejo Siderúrgico de Ternium, Pesquería, Nuevo León. En E. Ceccon & C. Martínez-Garza (Coords.), *Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas* (pp. 255-272). Universidad Nacional Autónoma de México. <https://doi.org/10.22201/crim.9786070294778e.2017>
- Alcalá-Rojas, A., Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, O., Cuellar-Rodríguez, G., Yerena-Yamallel, I., Martínez-Adriano, C. A., & Sandoval-García, R. (2025). Análisis

- de la regeneración natural en un área restaurada de 11 años en el matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 22(50), 80-88. <https://doi.org/10.18845/rfmk.v22i50.7756>
- Arneth, A., Leadley, P., Claudet, J., Coll, M., Rondinini, C., Rounsevell, M. D. A., Shin, Y.-J., Alexander, P., & Fuchs, R. (2023). Making protected areas effective for biodiversity, climate and food. *Global Change Biology*, 29(14), 3883-3894. <https://doi.org/10.1111/gcb.16664>
- Arriaga, L., Castellanos, A. E., Moreno, E., & Alarcón, J. (2004). Potential ecological distribution of alien invasive species and risk assessment: A case study of buffel grass in arid regions of Mexico. *Conservation Biology*, 18(6), 1504-1514. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00166.x>
- Cámara de Diputados. (1988). *Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección del Ambiente*. Diario Oficial de la Federación. <https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LGEEPA.pdf>
- Doi, R. (2021). Assessing the reforestation effects of plantation plots in the Thai savanna based on 45 cm resolution true-color images and machine learning. *Environmental Research Letters*, 16, Article 014030. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abcfe3>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (1993). *Forest Resources Assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes-Tropical countries*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://www.fao.org/4/t0830e/t0830e00.htm>
- García, E., & Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (1998). *Climas* [Catálogo de metadatos geográficos]. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. <http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/clima1mgw.html>
- Gutiérrez-Barrientos, M., Marín-Solís, J. D., Alanís-Rodríguez, E., & Buendía-Rodríguez, E. (2022). Evaluación de una restauración mediante dron en el matorral espinoso tamaulipeco. *Polibotánica*, (54), 71-85. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.54.5>
- Hernández-Cavazos, M. C., Sandoval-García, R., Molina-Guerra, V. M., & Alanís-Rodríguez, E. (2023). Análisis multitemporal del cambio de uso de suelo en el

- municipio de Linares, Nuevo León. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 10(2), Artículo e3743. <https://doi.org/10.19136/era.a10n2.3743>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2024). *Geografía y Medio Ambiente. Ortoimágenes* [Banco de ortoimágenes]. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/temas/imagenes/ortoimagenes/#Descargas>
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2014). *Conjunto de datos vectoriales de información topográfica G14C17 Doctor González escala 1:50 000, serie III* [Conjunto de datos vectoriales]. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825279127>
- Jumb, V., Sohani, M., & Shrivastava, A. (2014). Color image segmentation using K-means clustering and Otsu's adaptive thresholding. *International Journal of Innovative Technology and Exploring Engineering*, 3(9), 72-76. <http://www.ijitee.org/wp-content/uploads/papers/v3i9/I1495023914.pdf>
- Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33(1), 159-174. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/843571/>
- León, O. A., & Vargas-Ríos, O. (2021). El monitoreo en la restauración ecológica: ¿por qué, para qué y cómo? En M. Aguilar-Garavito & W. Ramírez Hernández (Eds.), *Evaluación y seguimiento de la restauración ecológica en el páramo andino* (pp. 42-54). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. https://www.researchgate.net/publication/358088024_El_monitoreo_en_la_restauracion_ecologica_porque_para_que_y_como
- Liu, C.-C., Chen, Y.-H., Wu, M.-H. M., Wei, C., & Ko, M.-H. (2019). Assessment of forest restoration with multitemporal remote sensing imagery. *Scientific Reports*, 9, Article 7279. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43544-5>
- Mao, L., Li, M., & Shen, W. (2020). Remote sensing applications for monitoring terrestrial protected areas: Progress in the last decade. *Sustainability*, 12(12), Article 5016. <https://doi.org/10.3390/su12125016>
- Marshall, V. M., Lewis, M. M., & Ostendorf, B. (2012). Buffel grass (*Cenchrus ciliaris*) as an invader and threat to biodiversity in arid environments: A review. *Journal of Arid Environments*, 78, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.11.005>

- Molina-Guerra, V. M., Alanís-Rodríguez, E., Collantes-Chávez-Costa, A., Mora-Olivo, A., Buendía-Rodríguez, E., & de la Rosa-Manzano, E. (2023). Restauración de un fragmento de matorral espinoso tamaulipeco: respuesta de ocho especies leñosas. *Colombia Forestal*, 26(1), 36-47. <https://doi.org/10.14483/2256201x.19056>
- Palacio-Prieto, J. L., Sánchez-Salazar, M. T., Casado-Izquierdo, J. M., Propin-Frejomil, E., Delgado-Campos, J., Velázquez-Montes, A., Chias-Becerril, L., Ortiz-Álvarez, M. I., González-Sánchez, J., Negrete-Fernández, G., Gabriel-Morales, J., & Márquez-Huitzil, R. (2004). *Indicadores para la caracterización y Ordenamiento del Territorio*. Universidad Nacional Autónoma de México, Secretaría de Desarrollo Social, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales e Instituto Nacional de Ecología. https://unidadesdepaisaje.unam.mx/sites/default/files/2022-06/Palacio%20et%20al%2C%202004_0.pdf
- Patiño-Flores, A. M., Alanís-Rodríguez, E., Molina-Guerra, V. M., González-Rodríguez, H., Jurado, E., & Aguirre-Calderón, O. A. (2019). Almacenamiento de carbono en la reserva ecológica de Ternium en Pesquería, Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 10(54), 39-57. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i54.498>
- Pequeño-Ledezma, M., Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O., González-Tagle, M., & Molina-Guerra, V. (2016). Criterios a considerar para desarrollar proyectos de restauración ecológica. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 3(2), 94-105. <http://reibci.org/publicados/2016/jun/1600108.pdf>
- Pix4D. (2023). *Pix4Dmapper* (Versión 4.8.4) [Photogrammetry computer software]. Pix4D SA. <https://www.pix4d.com/es/producto/pix4dmapper-fotogrametria-software/>
- Puyravaud, J.-P. (2003). Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*, 177(1-3), 593-596. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00335-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00335-3)
- QGIS Development Team. (2024). *QGIS Geographic Information System* (version 3.36.0 "Maidenhead") [Software]. Open Source Geospatial Foundation Project. <https://qgis.org>
- Quezada, A. S., Sevilla-Tapia, J. D., & Avilés-Sacoto, E. C. (2022). Estimación de la tasa de deforestación en Pastaza y Orellana-Ecuador mediante el análisis multitemporal de imágenes satelitales durante el período 2000-2020. *Revista de*

Investigación en Ciencias Agronómicas y Veterinarias, 6(17), 282-299.

<https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v6i17.168>

Rashmi, C., Chaluvaiyah, S., & Kumar, G. H. (2016). An efficient parallel block processing approach for *K*-means algorithm for high resolution orthoimagery satellite images. *Procedia Computer Science*, 89, 623-631. <https://doi.org/10.1016/j.procs.2016.06.025>

Reyna-Rojas, M. A., Saldaña-Fernández, M. C., García-Flores, A., Monroy-Ortiz, C., Valenzuela-Aguilera, A., & Valenzuela-Galván, D. (2021). El panorama actual de las Áreas Naturales Protegidas (ANP) de México. *Ecosistemas*, 30(1), Artículo 2068. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2068>

Sandoval-García, R., González-Cubas, R., & Jiménez-Pérez, J. (2021). Multitemporal analysis of the change in land cover in the *Mixteca Alta Oaxaqueña*. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 12(66), 96-121. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i66.816>

SASPlanet Development Team. (2024). *SASPlanet (Stable)* (version 200606.10075) [Software]. <https://sasplanet.geojamal.com/>



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)*, que permite a terceros utilizar lo publicado siempre que mencionen la autoría del trabajo y a la primera publicación en esta revista.