



Análisis multitemporal del uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey

Multitemporal analysis of land use and vegetation in the *Cumbres de Monterrey National Park*

Rufino Sandoval-García¹, Javier Jiménez-Pérez^{1*}, José Israel Yerena-Yamallel¹, Oscar Alberto Aguirre-Calderón¹, Eduardo Alanís-Rodríguez¹ y Marco Vinicio Gómez-Meza²

Abstract

The *Cumbres de Monterrey National Park* is characterized by its rugged orography, which determines the distribution of a great diversity of ecosystems; these provide environmental goods and services, such as carbon capture and water supply for the *Monterrey Metropolitan Area*. However, it has been under strong pressure as a result of the progressive advance of human settlements, land use change for agricultural purposes, and forest fires. The present research aims to determine the dynamics of change in land use and vegetation, through multitemporal analysis with high-resolution satellite images. Results indicate that the ecosystems are experiencing constant changes due to both natural and anthropogenic factors. On the one hand pine, oak-pine and oak forests, exhibit an annual rate of change of 0.406, 0.272, and 0.245 respectively, which is equivalent to a recovery of forest cover of 3 590.50 ha. However, ecosystems such as grasslands, rosetophilic desert scrub, and microphyllous desert scrub show an annual rate of change of -0.954, -0.735 and -0.562, which is equivalent to a loss of coverage of 1 919.97 ha. This dynamic of land use puts at risk the integrity, the resilience ability and the multifunctionality of goods and services that they provide to the *Monterrey Metropolitan Area*.

Key words: Protected natural areas, forest cover, ecotourism, multifunctionality, reforestation, resilience.

Resumen

El Parque Nacional Cumbres de Monterrey se caracteriza por su accidentada orografía que determina la distribución de una gran diversidad de ecosistemas, los cuales generan bienes y servicios ambientales como la captura de carbono y el abasto de agua para el Área Metropolitana de Monterrey; sin embargo, está sujeto a una fuerte presión por el avance progresivo de asentamientos humanos, el cambio de uso del suelo con fines agropecuarios e incendios forestales. El objetivo de la presente investigación fue determinar la dinámica de cambio del uso del suelo y de la vegetación, mediante el análisis multitemporal con imágenes satelitales de alta resolución. Los resultados indican que los ecosistemas están experimentando cambios constantes debido a factores tanto naturales como antropogénicos; por una parte, los bosques de pino, encino-pino y encino registran una tasa anual de cambio de 0.406, 0.272 y 0.245, respectivamente que equivalen a una recuperación de cobertura forestal de 3 590.50 ha. En tanto que, ecosistemas como el pastizal, matorral desértico rosetófilo y matorral desértico micrófilo presentan una tasa anual de cambio de -0.954, -0.735 y -0.562 que representan una pérdida de cobertura de 1 919.97 ha. Esta dinámica de uso del suelo pone en riesgo la integridad, capacidad de resiliencia y la multifuncionalidad de los bienes y servicios que proporciona Parque Nacional Cumbres de Monterrey al Área Metropolitana de Monterrey.

Palabras claves: Áreas naturales protegidas, cobertura forestal, ecoturismo, multifuncionalidad, reforestación, resiliencia.

Fecha de recepción/Reception date: 10 de marzo de 2020

Fecha de aceptación/Acceptance date: 19 de enero de 2021

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

²Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Economía. México

*Autor para correspondencia; correo-e: jjjimenez20@gmail.com

Introducción

El Parque Nacional Cumbres de Monterrey (PNCM) forma parte del sistema montañoso Sierra Madre Oriental; posee un amplio gradiente altitudinal, así como una diversidad de exposición a la insolación e influencia de masas de aire húmedo que favorecen un extraordinario mosaico de ecosistemas y diversidad biológica; por ello, se le considera el área de mayor relevancia y valor ecológico del estado de Nuevo León, principalmente, para el Área Metropolitana de Monterrey, ya que suministra más de 40 % del agua que consume la población (Cantú-Ayala *et al.*, 2013; Rovalo-Merino *et al.*, 2013).

En el PNCM se distribuyen 3 729 especies de flora y fauna, de las cuales 141 están en algún estatus de riesgo: mamíferos (11), aves (32), reptiles (36), anfibios (4), peces (8), plantas (42) y hongos (8) (Semarnat, 2010; González-Saldivar *et al.*, 2013; Naturalista, 2021). Sus ecosistemas capturan 6 113 920 Mg C, lo que representa una contribución muy importante a la mitigación de los efectos de las emisiones de gases de efecto invernadero (Jiménez-Pérez *et al.*, 2013).

Al respecto, las comunidades vegetales con las cifras más altas son los bosques de pino-encino, con un promedio de 82 Mg C ha⁻¹ (Rodríguez-Laguna *et al.*, 2009); encino-pino, con 70 Mg C ha⁻¹ (Aguirre-Calderón y Jiménez-Pérez, 2011); bosques de pino, 62 Mg C ha⁻¹ (Pimienta de la Torre *et al.*, 2007); matorral submontano, con 12 Mg C ha⁻¹ (Montaño *et al.*, 2016); y el pastizal, 4 Mg C ha⁻¹ (Yerena *et al.*, 2014).

El Parque Nacional Cumbres de Monterrey es una de las áreas más visitadas en Nuevo León, debido a sus atractivos naturales idóneos para el esparcimiento y la recreación (Correa-Sandoval y Mayén, 2013). Estas actividades pueden convertirse en un factor significativo para conservar el ambiente, siempre y cuando se consideren los factores ecológicos, sociales y económicos de la región (Díaz, 2010). Sin embargo, hay prácticas como el uso de vehículos todo terreno que se consideran como una de las causas de mayor disturbio ecológico e hidrológico a los cauces de ríos y arroyos (Brenner, 2006; Menchaca y Alvarado, 2011); la cual se ha incrementado en la zona.

La situación antes descrita ejerce una fuerte presión sobre los recursos naturales disponibles, con la consecuente degradación de los ecosistemas vulnerables (Rodríguez y Acevedo, 2015); además, existe crecimiento de las comunidades que habitan en el Parque y falta de áreas idóneas para los cultivos agrícolas (Aragón-Palacios, 2013).

El análisis multitemporal es de gran importancia para el monitoreo de la dinámica en el cambio del uso del suelo y de la vegetación, ya que permite comprender los factores que detonan el proceso de sucesión ecológica, que a su vez, inciden en la recuperación de las funciones vitales de los ecosistemas que han sido expuestos tanto a impactos naturales, como a efectos de los disturbios antrópicos (Giri *et al.*, 2007; Menchaca y Alvarado, 2011). Asimismo, el uso de imágenes satelitales de alta resolución es una importante alternativa para evaluar variables estructurales y ecofisiológicas a escala regional y a través del tiempo, para analizar la evolución de los ecosistemas forestales posterior a las alteraciones en su estructura y composición (Tirpak y Giuliano, 2010).

En el PNCM se han desarrollado pocas investigaciones en las que se evalúe la dinámica de sus comunidades vegetales; la mayoría de los estudios se han enfocado en el crecimiento de las especies de pinos (González, 2019) y en la reconstrucción climática mediante dendrocronología (Luna, 2020); sin una perspectiva a nivel de paisaje que permita comprender el efecto que ha tenido la exclusión de las actividades productivas en la restauración pasiva de las comunidades vegetales o en la degradación de los ecosistemas posincendio.

El objetivo de la presente investigación fue realizar una clasificación del uso del suelo y vegetación en tres años: 2000, 2010 y 2018. Como hipótesis se planteó que la superficie de las comunidades vegetales se recupera de manera natural conforme pasa el tiempo, por la exclusión de actividades productivas en el PNCM.



Materiales y Métodos

El PNCM se ubica en el estado de Nuevo León, entre las coordenadas geográficas 26°31'00" de latitud norte, 100°17'20" longitud oeste (Figura 1) y colinda con Coahuila. Forma parte de la cuenca hidrográfica RH24 Río Bravo-Conchos, situada entre los límites de los municipios: Allende, García, Montemorelos, Monterrey, Rayones, Santa Catarina, Santiago y San Pedro Garza García, Nuevo León; con una superficie total de 177 395.95 ha (DOF, 2000).

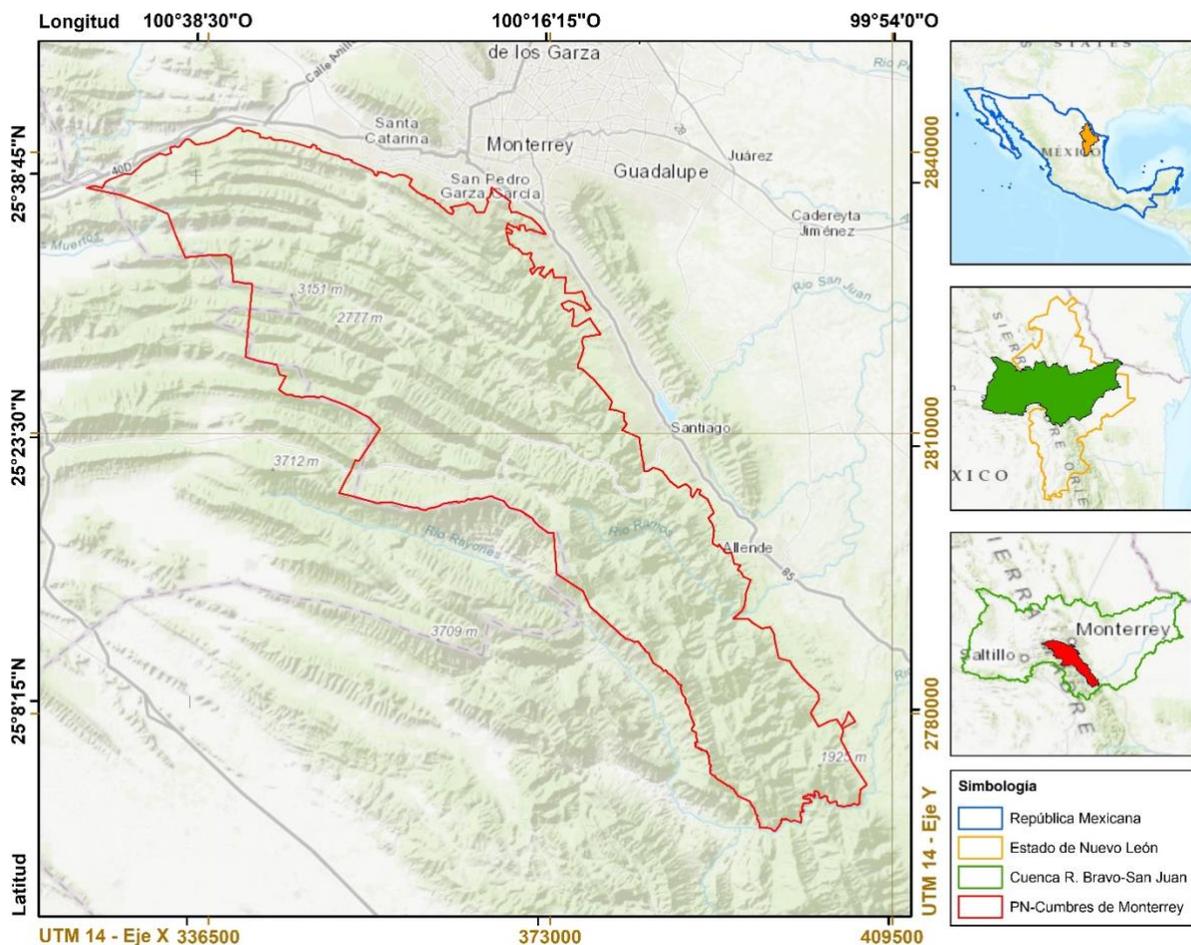


Figura 1. Localización del Parque Nacional Cumbres de Monterrey.

Los climas dominantes en el PNCM son Semicálido húmedo (A)C(w₁), (A)C(w₂); Templado subhúmedo C(w₁); Árido cálido BSohw y Semiárido cálido BS₁hw. La precipitación pluvial varía de 344 mm a 983 mm al año y la temperatura promedio anual es de 9 a 24 °C (Cuervo-Robayo *et al.*, 2014). Los suelos son de tipo semiárido, asociados con vegetación desértica; la mayoría son poco profundos, de texturas gruesas y en ocasiones presentan subsuelos duros o poco permeables; los dominantes son Leptosol (78.88 %) Pheozem (17.68 %), Fluvisol (1.45 %), Luvisol (0.98 %), Calcisol (0.55 %), Regosol (0.31 %) y Vertisol (0.15 %) (Inegi, 2019).

Las aguas superficiales de la zona de estudio son drenadas, principalmente, por las subcuencas del río Santa Catarina y el río Ramos; pequeñas porciones del PNCM corresponden a otras subcuencas: por la parte noroeste drena a la subcuenca del río Pesquería; la región sureste, al río Pilón; y por su región central, hacia el noreste, el río San Juan (SIATL, 2020).

Procesamiento y generación de ortomosaicos

Con la finalidad de identificar la resolución óptima en procesos de clasificación supervisada para determinar las tasas de cambio de uso de suelo y vegetación, se realizó un comparativo entre las imágenes satelitales de mayor uso en este tipo de análisis: *Landsat* 8 OLI (Figura 2A) y *Sentinel* 2A (Figura 2B), en comparación con ortofotos (Figura 2C), imágenes satelitales *Birdseye* (Figura 2D) y de *Airbus Defence and Space*.



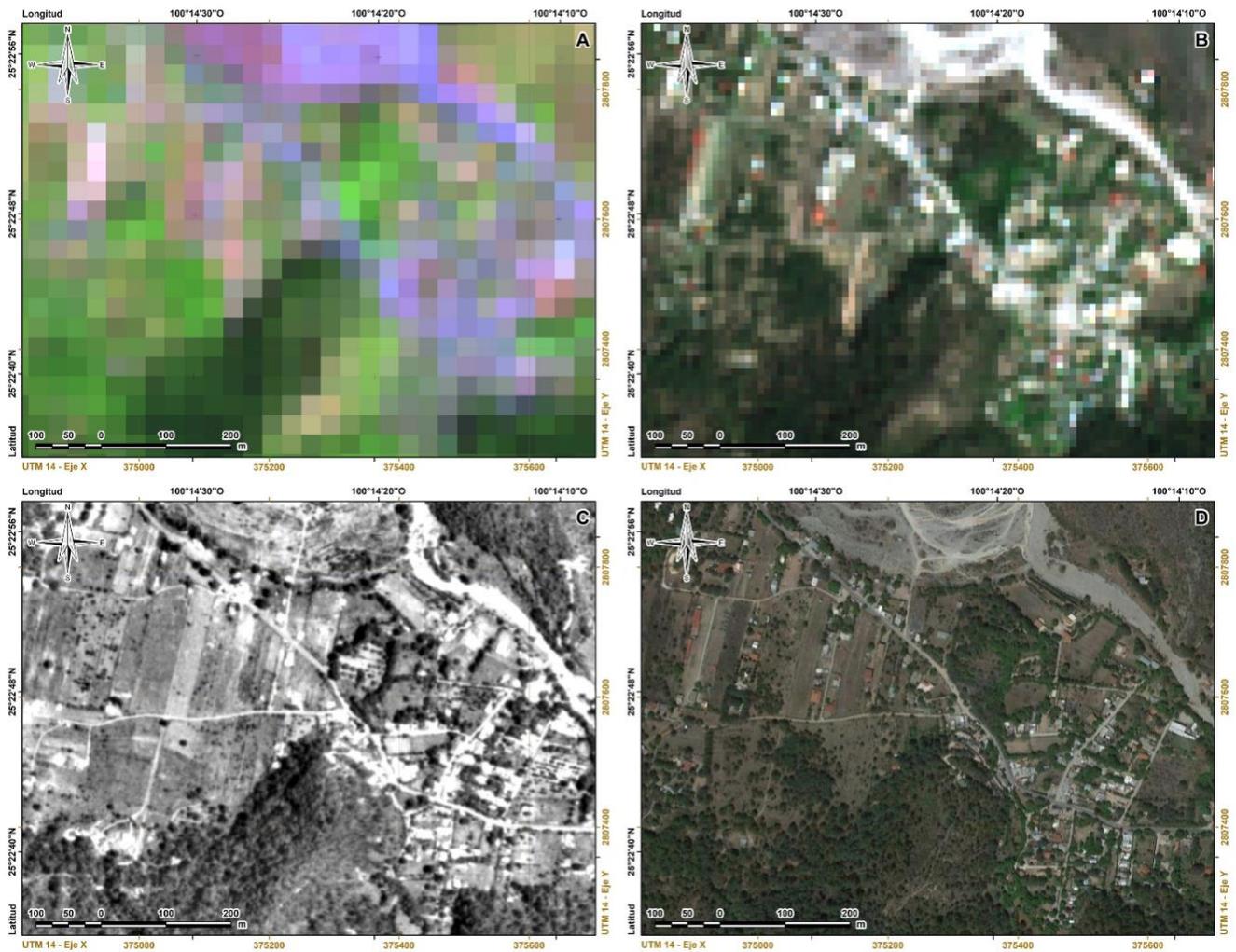


Figura 2. Comparativo de imagen satelital *Landsat 8 OLI* (A), *Sentinel 2A* (B), Ortofotos (C) e imágenes de alta resolución (D).

De acuerdo con *Earth Observing System* (2020) las imágenes *Landsat 8* (30 m/píxel; bandas 7, 5, 4) y *Sentinel 2* (10 m/píxel; bandas 8,4,3) se clasifican como de resolución media; mientras que, las ortofotos (1.5 m/píxel), las imágenes satelitales *Birdseye* (0.28 m/píxel) y las *Airbus Defence and Space* (1.14 m/píxel) se consideran de alta resolución, porque que tienen una resolución por de debajo de los 5 m/píxel de la clasificación de *Earth Observing System*.

El procesamiento de las imágenes satelitales de alta resolución se basa en la georreferenciación, corrección radiométrica, normalización radiométrica de la serie y porcentaje de nubosidad (Tirpak y Giuliano, 2010); por ello, la disponibilidad de imágenes con estas características se limitó a los años 2000, 2010 y 2018.

Las imágenes satelitales de media resolución se obtuvieron de la plataforma *Earth Explorer* del Servicio Geológico de los Estados Unidos de América (USGS, 2020), las ortofotos del servidor Espacios y Datos de México (Inegi, 2020) y las imágenes *Birdseye* y *Airbus Defence and Space* del software *SASPlanet* (SASPlanet, 2020).

Clasificación supervisada

Se realizó una clasificación supervisada, a partir de la generación de tres ortomosaicos, compuestos por 27 ortofotos (año 2000; Figura 3A), 578 imágenes de *Birdseye* (año 2010; Figura 3B), 144 de *Airbus Defence and Space* (año 2018; Figura 3C); las cuales se compararon con imágenes *Landsat* (año 2018; Figura 3D) y *Sentinel* (2018).



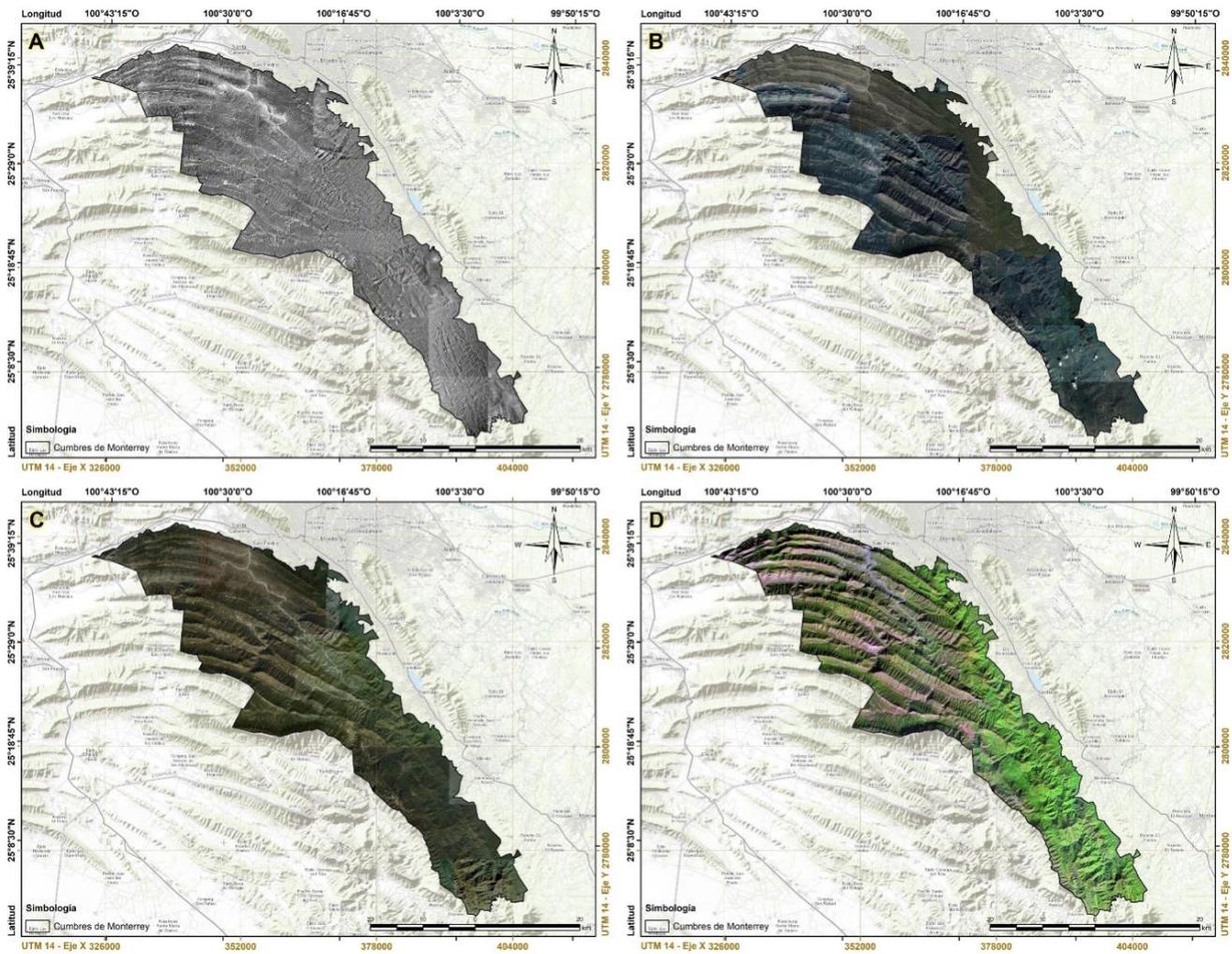


Figura 3. Ortomosaicos del PNCM del año 2000 (A), 2010 (B), 2018 (C) y *Landsat* 2018 (D).

Para la detección de cambios se utilizó el *software* QGIS 2.18.25 "Las Palmas" de código abierto (QGIS Development Team, 2020).

La corrección atmosférica a las imágenes de cada periodo se hizo recortándolas y sometiéndolas a un proceso de clasificación no supervisada con el módulo *K-means analysis*, que agrupa los valores de celda en clases con el método de análisis de conglomerados de datos multivariados (Jumb *et al.*, 2014; Rashmi *et al.*, 2016); posteriormente, se transformaron los archivos de formato *raster* a vectorial, para una clasificación supervisada (Figura 4).

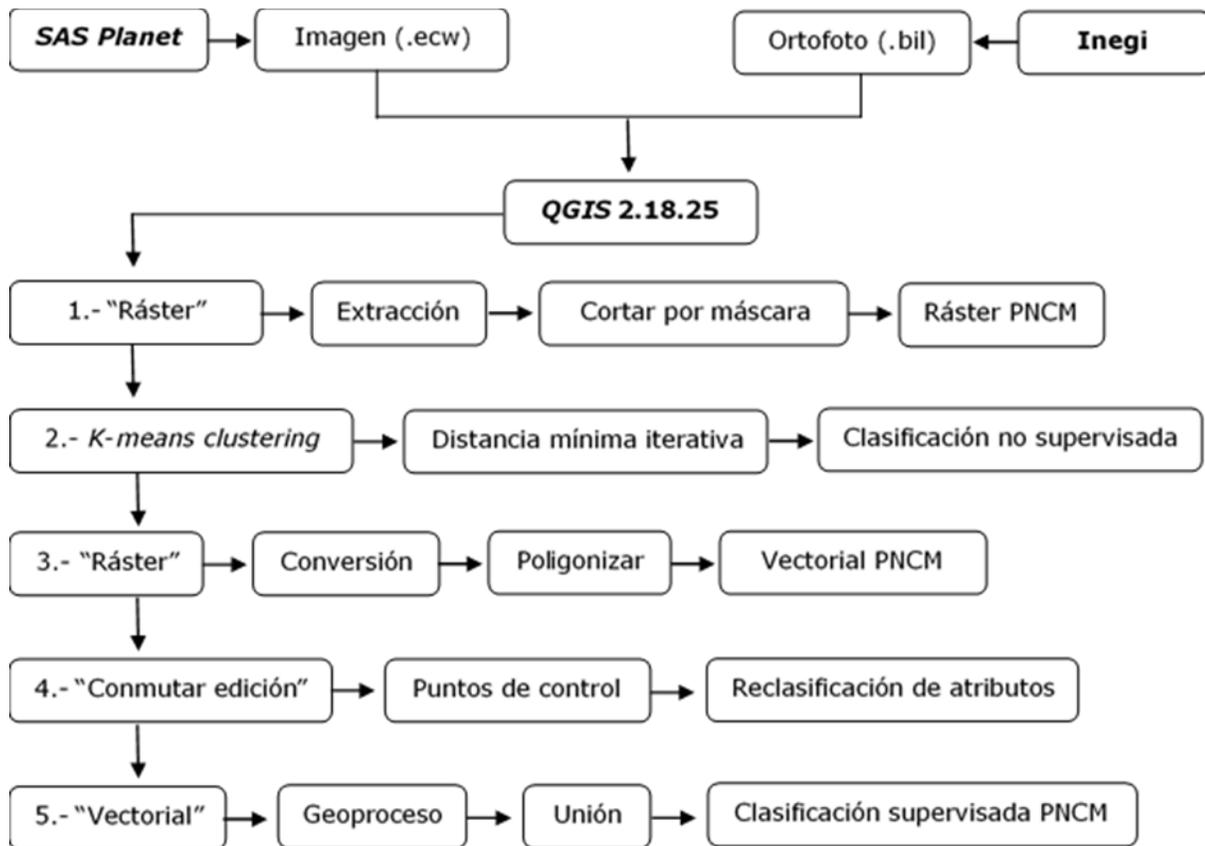


Figura 4. Proceso de clasificación supervisada en *QGIS*.

La clasificación supervisada se llevó a cabo mediante puntos de control, que consistieron en 148 sitios distribuidos de manera sistemática en áreas con alto grado de confusión por la reflectancia de las imágenes, la exposición, ruido y nubosidad.

Se obtuvo información relacionada con los diferentes usos del suelo, cobertura vegetal y tipo de vegetación, la cual se cotejó con la desarrollada por Conafor (2013) e Inegi (2017), y se generó una clasificación de diferentes usos del suelo (agricultura, asentamientos humanos, caminos, líneas de transmisión eléctrica y ríos), así como cobertura forestal (Bosque de Ayarín, Encino, Encino-Pino, Pino, Pino-Encino, Matorral Desértico Micrófilo, Matorral Desértico Rosetófilo, Matorral Submontano, Pastizal y Sin Vegetación) distribuidas en el PNCM (Figura 5).



Figura 5. Ecosistemas representativos del PNCM.

La concordancia y precisión de los resultados de clasificación de las imágenes satelitales de alta resolución se calculó en el módulo *r.kappa* en *GRASS 7.6.0* (QGIS Development Team, 2020), el cual genera una matriz de error y determina el Coeficiente *Kappa* de Cohen.

Determinación de pérdidas y ganancias

La determinación de la pérdida o ganancia en el proceso de restauración de los diferentes tipos de vegetación, se obtuvo mediante la construcción de matrices de transición y tasas de cambio para los años considerados en el estudio, mediante la ecuación desarrollada por la FAO (1996) y adaptada por Palacio-Prieto *et al.* (2004).

$$\delta_n = [((s_2/s_1)^{(1/n)}) - 1] * 100$$

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

Para describir los cambios de uso del suelo y vegetación, se generó una tabulación cruzada del tiempo 1 y del tiempo 2, lo cual permite obtener una matriz de cambio. La diagonal muestra la cantidad total del paisaje estable entre una fecha y otra, mientras que fuera de la diagonal se ubican las transiciones de las clases entre el Año 1 y el Año 2. Un valor positivo de tasa de cambio indica ganancia de superficie restaurada, mientras que a un valor negativo le corresponde una pérdida de cobertura forestal.

Resultados y Discusión

A partir del proceso de clasificación supervisada se derivaron 15 clases de uso de suelo y vegetación; en las categorías de asentamientos humanos, caminos, líneas de transmisión eléctrica y ríos no se observó un cambio significativo; por ello, el análisis se realizó a partir de las 11 clasificaciones principales (Cuadro 1).

Cuadro 1. Clasificación del uso del suelo y vegetación en el PNCM.

Año	2000		2010		2018	
	ha	%	ha	%	ha	%
Vegetación						
A	1 550.00	0.87	1 701.33	0.96	1 865.57	1.05
BA	3 600.69	2.03	3 696.70	2.08	3 760.52	2.12
BQ	20 119.76	11.34	20 531.17	11.57	21 035.22	11.86
BQP	15 148.80	8.54	15 518.38	8.75	15 915.20	8.97
BP	24 957.86	14.07	25 999.67	14.66	26 866.54	15.14
BPQ	26 276.07	14.81	26 468.60	14.92	27 336.31	15.41
MDM	219.14	0.12	217.51	0.12	197.79	0.11
MDR	13 664.03	7.70	12 463.80	7.03	11 949.78	6.74
MS	37 452.30	21.11	37 820.18	21.32	39 751.12	22.41
P	1 152.91	0.65	1 030.07	0.58	968.54	0.55
SV	25 860.23	14.58	24 554.38	13.84	20 355.19	11.47

A = Agricultura; BA = Bosque de Ayarín; BQ = Bosque de Encino; BQP = Bosque de Encino-Pino; BP = Bosque de Pino; BPQ = Bosque de Pino-Encino; MDM = Matorral Desértico Micrófilo; MDR = Matorral Desértico Rosetófilo; MS = Matorral Submontano; P = Pastizal; SV = Sin Vegetación.

El análisis comparativo entre imágenes *Landsat 8 OLI* y *Sentinel 2^a*, con respecto a las de alta resolución demostró que existe una sobreestimación superior a 24 % para superficies con cobertura forestal, debido a que algunas imágenes presentaron desplazamiento entre las coordenadas de las bandas, lo cual puede producir un error sistemático relacionado con la sobreposición en el mismo *path*, pero diferente *row*, en combinación con el grado de nubosidad en las imágenes (Cristóbal *et al.*, 2004; Astola *et al.*, 2019).

La clasificación de las imágenes de alta resolución presentó valores promedios de índice de *Kappa* de 0.83, que se consideran dentro de un nivel de precisión muy buena, y fueron superiores a lo citado por Mendes *et al.* (2015), quienes obtuvieron un valor de 0.58 para imágenes del satélite *Geoeye-1*.

El PNCM abarca una superficie de 177 395.87 ha, de las cuales para el año 2018 (Cuadro 1), 81.25 % correspondió a cubierta forestal, 14.58 % sin vegetación aparente, 3.18 % a ríos, 0.70 % asentamientos humanos, 0.19 % caminos y 0.10 % a líneas de transmisión eléctrica. Entre los principales tipos de vegetación identificados destacaron: matorral submontano (39 751.12 ha), pino-encino (27 336.31 ha), pino (26 866.54 ha), encino (21 035.22 ha), encino-pino (15 915.20 ha), matorral desértico rosetófilo (11 949.78 ha), bosque de ayarín (3 760.52 ha) y matorral desértico micrófilo (197.79 ha).

En general se aprecia un proceso de recuperación de la cobertura forestal en el PNCM; principalmente, en bosques de pino, pino-encino, encino-pino, encino y ayarín como resultado de la capacidad de resiliencia de los ecosistemas ante disturbios naturales o antropogénicos (Lloret, 2012; Mora-Donjuán y Alanís-Rodríguez, 2016), así como por los esfuerzos de restauración que han realizado las comunidades, organizaciones no gubernamentales e instituciones públicas (Rovalo-Merino *et al.*, 2013).

Sin embargo, en ecosistemas como el matorral desértico micrófilo, matorral desértico rosetófilo y pastizales continúa la pérdida de cobertura, debido a los procesos de cambio de uso del suelo con fines agrícolas y ganaderos, así como por el aumento de los asentamientos humanos (Figura 6).

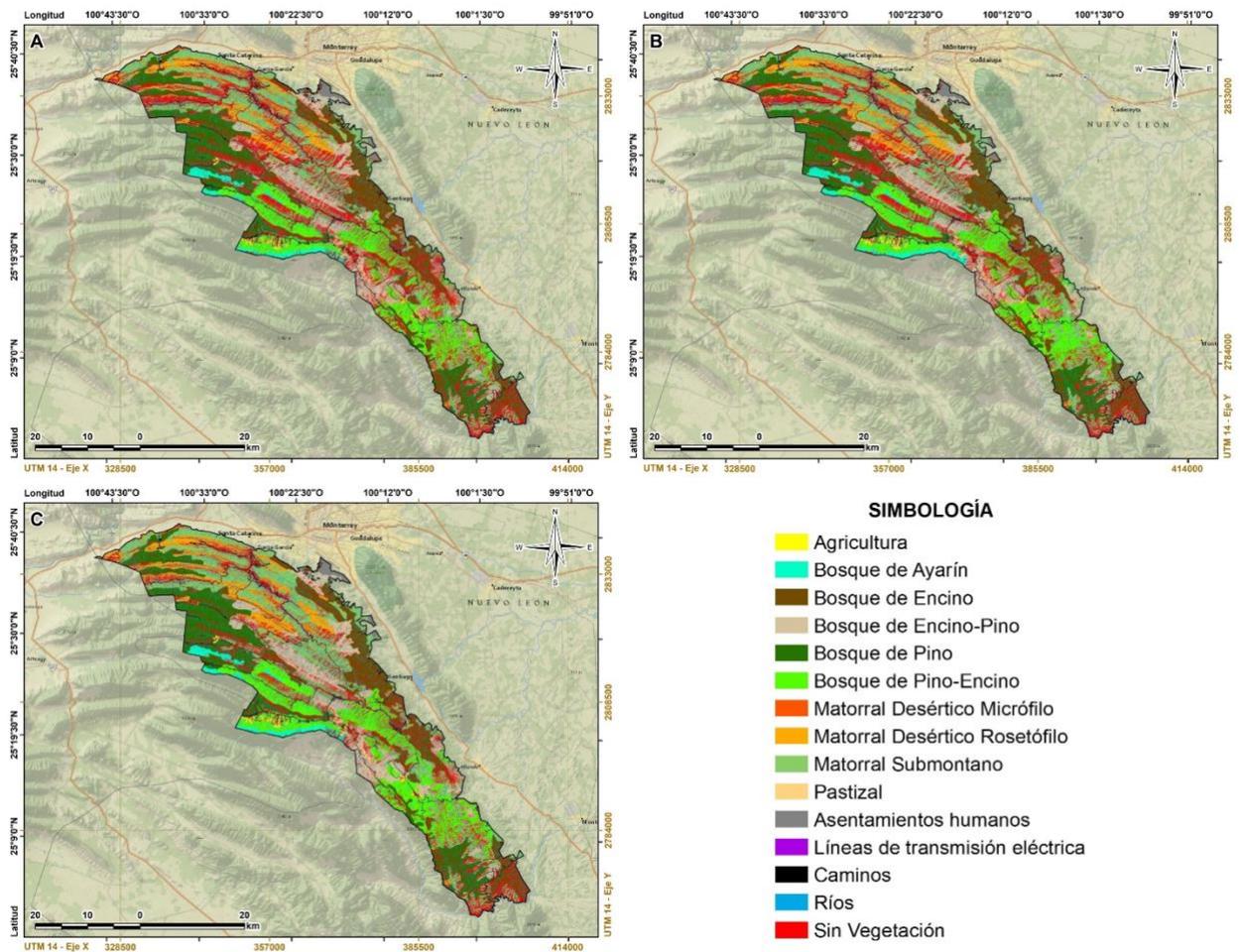


Figura 6. Clasificación de uso del suelo y vegetación del año 2000 (A), 2010 (B) y 2018 (C).

Detección de cambio de uso del suelo

La recuperación de la vegetación en el PNCM es positiva, como se aprecia durante el periodo 2000-2010, en el que se registró una recuperación de 13.03 % en la cobertura forestal, con respecto al año 2000; principalmente, en áreas de bosques de pino, ayarín, encino-pino, encino, pino-encino y en el matorral submontano. Sin embargo, también hubo una pérdida de 20.18 % en los pastizales, matorral desértico rosetófilo y matorral desértico micrófilo; en cuanto a la agricultura se determinó un aumento de 9.76 % y las superficies sin cobertura aparente presentaron una disminución de 5.05 % (Cuadro 2).

Cuadro 2. Cambios en la cobertura del suelo de 2000 a 2018 en el PNCM.

Período Vegetación	Δ 2000 - 2010		Δ 2010 - 2018		Δ 2000 - 2018	
	ha	%	ha	%	ha	%
Agricultura	151.33	9.76	164.24	9.65	315.57	20.36
Bosque de Ayarín	96.01	2.67	63.82	1.73	159.83	4.44
Bosque de Pino	1 041.81	4.17	866.87	3.33	1 908.68	7.65
Bosque de Pino-Encino	192.53	0.73	867.71	3.28	1 060.24	4.04
Bosque de Encino	411.41	2.04	504.05	2.46	915.46	4.55
Bosque de Encino-Pino	369.58	2.44	396.82	2.56	766.40	5.06
Matorral Desértico Micrófilo	-1.63	-0.75	-19.72	-9.07	-21.35	-9.74
Matorral Desértico Rosetófilo	-1 200.23	-8.78	-514.02	-4.12	-1 714.25	-12.55
Matorral Submontano	367.88	0.98	1 930.94	5.11	2 298.82	6.14
Pastizal	-122.84	-10.65	-61.53	-5.97	-184.37	-15.99
Sin Vegetación	-1305.85	-5.05	-4 199.19	-17.10	-5 505.04	-21.29

Δ = Incremento o pérdida de cobertura.

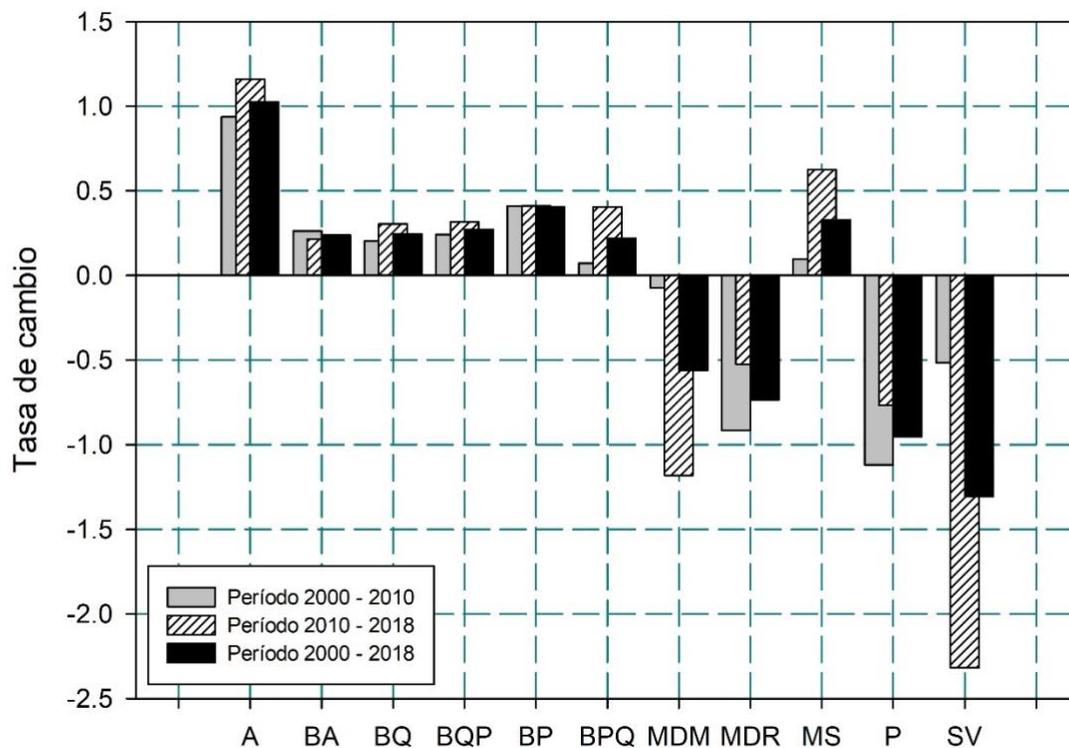
Estos resultados presentan una tendencia similar a los obtenidos en diversos estudios en áreas protegidas o de exclusión, como lo citado por Flórez-Yepes *et al.* (2017), quienes estimaron una recuperación de 30.44 % para bosques de minas de oro ubicadas en Manizales, Colombia; así como, lo documentado por Sanhouse-Garcia *et al.* (2016) en Sinaloa, México, cuyos bosques de pino-encino y pino aumentaron 38.98 % y 29.56 %, respectivamente.

En relación a la agricultura se observaron aumentos de 9.76 % (2000-2010), 9.65 % (2010-2018) y 20.36 % (2000-2018); valores similares a los consignados por Kumar *et al.* (2020) en un análisis de cambio de cobertura en los márgenes del río Ganges en el distrito de Haridwar, India, para los años 1996, 2003, 2010 y 2017 en donde la agricultura tuvo un incremento de 17.32 %; pero inferior al obtenido por Martin *et al.* (2019) en el corredor de vida silvestre *Kwakuchinja* de Tanzania, sitio en el cual la agricultura presentó un incremento de 35.6 %.

Respecto a las investigaciones captura de carbono realizadas en diversos tipos de vegetación (Pimienta de la Torre *et al.*, 2007; Rodríguez *et al.*, 2009; Aguirre-Calderón y Jiménez-Pérez, 2011; Montañón *et al.*, 2016), la recuperación de

ecosistemas forestales en el PNCM genera una adicionalidad de 86 939.68 Mg C en bosques de pino-encino, 53 648.00 Mg C en encino-pino, 118 338.16 Mg C en pino y 27 585.84 Mg C en el matorral submontano.

La tasa de cambio progresiva de la agricultura y negativa de los matorrales desértico micrófilo, rosetófilo y del pastizal (Figura 7) pone en riesgo la integridad de los ecosistemas, así como la provisión de bienes y servicios como la recarga de cuerpos de agua que abastecen el Área Metropolitana de Monterrey (López e Ixtacuy, 2017).



A = Agricultura; BA = Bosque de Ayarín; BQ = Bosque de Encino; BQP = Bosque de Encino-Pino; BP = Bosque de Pino, BPQ = Bosque de Pino-Encino; MDM = Matorral Desértico Micrófilo; MDR = Matorral Desértico Rosetófilo, MS = Matorral Submontano; P = Pastizal; SV = Sin Vegetación.

Figura 7. Dinámica de la tasa de cambio del suelo y vegetación.

Uno de los principales factores que continúa afectando a los ecosistemas son los incendios forestales, debido a que en el PNCM se han afectado a más de 9 085.09 ha, durante el período de 2000 a 2011 (Conanp, 2011) y 2 493.68 ha, de 2012 a 2019 (Conafor, 2020).

Los incendios forestales están estrechamente relacionados con periodos previos de excesiva precipitación, como los registrados en el 2008 cuando se dañaron 4 249.31 ha por la acumulación de combustible que resultó de la precipitación (1 600 mm) del 2005; y los del 2011 que abarcaron una extensión de 5 037.51 ha (Yerena *et al.*, 2013), incendios que se presentaron después de una precipitación de 1 915 mm ocurrida en 2010 (Figura 8).

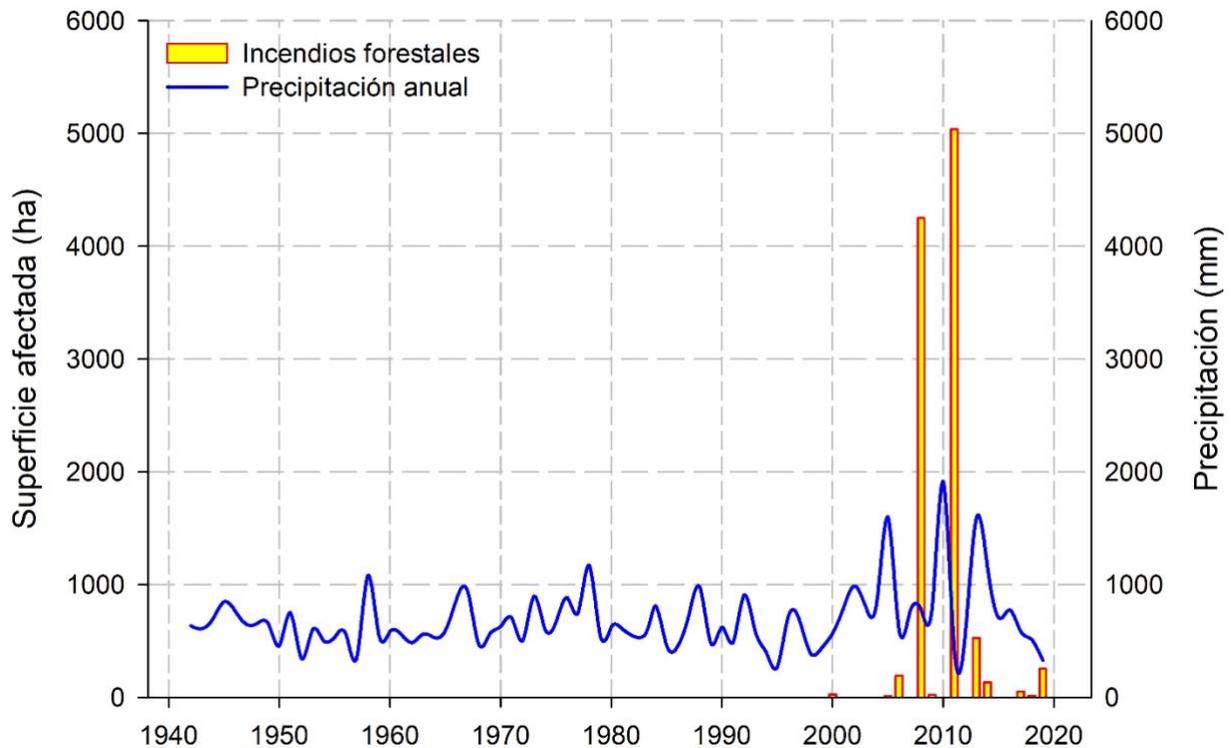


Figura 8. Incendios forestales en el PNCM (2000-2019).

Conclusiones

El análisis multitemporal indica un proceso gradual de recuperación de la cobertura forestal, principalmente, bosques de pino, pino-encino, encino-pino, encino y ayarín; como respuesta de la capacidad de resiliencia y la priorización de estrategias de restauración ecológica en dichos ecosistemas. Una situación contraria se observa para los matorrales desértico rosetófilo, micrófilo y en el pastizal que presentan una pérdida continua, como efecto del cambio de uso del suelo para fines agrícolas.

Las tasas de cambio de uso del suelo y vegetación del presente estudio indican que existe una dinámica en el proceso sucesional de los ecosistemas del PNCM, con una tendencia similar a lo citado en áreas naturales protegidas o de exclusión, en donde existe una recuperación gradual de la cobertura forestal en ciertos tipos de vegetación y pérdida de ecosistemas de menor interés económico, los cuales son sustituidos por el avance de la agricultura y de los asentamientos humanos.

La exclusión de actividades productivas en áreas naturales protegidas no garantiza la conservación de la biodiversidad ni el funcionamiento óptimo de los servicios ambientales, debido a que existen factores externos que ponen en riesgo la integridad de los ecosistemas, como la presencia recurrente de incendios forestales que merman la capacidad de resiliencia y aumentan la vulnerabilidad de los servicios ecosistémicos.

El uso de las imágenes de alta resolución mejora en gran medida la interpretación de los diferentes escenarios de cambio del uso del suelo y vegetación, en comparación con las imágenes *Landsat* y *Sentinel*, lo cual permite tener un panorama real de la pérdida o ganancia de la cobertura forestal en áreas naturales protegidas.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por la beca de posgrado otorgada al primer autor, a la Facultad de Ciencias Forestales y Facultad de Economía de la Universidad Autónoma de Nuevo León.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses

Contribución por autor

Rufino Sandoval-García: diseño, organización, análisis de la información y redacción del manuscrito; Javier Jiménez-Pérez: validación y revisión de manuscrito; José Israel Yerena-Yamallel, Oscar Alberto Aguirre-Calderón, Eduardo Alanís-Rodríguez y Marco Vinicio Gómez-Meza: revisión y corrección del manuscrito. Todos los autores contribuyeron en la aprobación de la contribución final.

Referencias

Aguirre-Calderón, O. A y J. Jiménez-Pérez. 2011. Evaluación del contenido de carbono en bosques del sur de Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 2 (6): 73-83. Doi: 10.29298/rmcf.v2i6.575.

Aragón-Palacios, J. 2013. Amenazas Demográficas Potenciales. *In: Cantú-Ayala, C., M. Rovalo-Merino., J. Marmolejo-Moncivais., S. Ortiz-Hernández y F. Serriñá G. (eds.). Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México. UANL-CONANP. Linares, N.L., México. pp. 253-260.*

Astola, H., T. Häme, L. Sirro, M. Molinier and J. Kilpi. 2019. Comparison of Sentinel-2 and Landsat 8 imagery for forest variable prediction in boreal región. *Remote Sensing of Environment*. 223: 257-273. Doi: 10.1016/j.rse.2019.01.019.

Brenner, L. 2006. Áreas naturales protegidas y ecoturismo: el caso de la reserva de la biosfera Mariposa Monarca, México. *Relaciones* 105: 237-265.

<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=13710508> (15 de diciembre de 2019).

- Cantú-Ayala, C., S. Ortiz-Hernández y M. Rovalo-Merino. 2013. Consideraciones Finales. *In*: Cantú-Ayala, C., M. Rovalo-Merino., J. Marmolejo-Moncivais., S. Ortiz-Hernández y F. Serriñá G. (eds.). Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México. UANL-CONANP. Linares, N.L., México. pp. 411-414.
- Comisión Nacional Forestal (Conafor). 2013. Inventario Estatal Forestal y de Suelos-Oaxaca. Información complementaria y cartografía. Zapopan Jalisco, México. http://187.218.230.30/filesconafor/userfiles/IEFyS/IEFYs_Oaxaca_2013/ (5 de junio de 2020).
- Comisión Nacional Forestal (Conafor). 2020. Sistema de predicción de peligro de incendios forestales de México. <https://snigf.cnf.gob.mx> (17 de abril 2020).
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp). 2011. Incendios forestales en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey. Nuevo León, Coahuila. <https://www.gob.mx/conanp> (17 de abril 2020).
- Correa-Sandoval, A. y A. Mayén. 2013. Servicios Ecológicos y Bienestar Humano. *In*: Cantú-Ayala, C., M. Rovalo-Merino., J. Marmolejo-Moncivais., S. Ortiz-Hernández y F. Serriñá G. (eds.). Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México. UANL-CONANP. Linares, N.L., México. pp: 391-404.
- Cristóbal, J., X. Pons y P. Serra. 2004. Sobre el uso operativo de Landsat-7 ETM+ en Europa. *Revista de Teledetección* 21: 55-59. <http://www.aet.org.es/revistas/revista21/AET21-11.pdf> (11 de noviembre 2020)
- Cuervo-Robayo, A. P., O. Téllez-Valdés, M. A. Gómez-Albores, C. S. Venegas-Barrera, J. Manjarrez and E. Martínez-Meyer. 2014. An update of high-resolution monthly climate surfaces for Mexico. *International Journal of Climatology* 34: 2427-2437. <http://idrissi.uaemex.mx/11-ligas/8-superficies-climaticas-para-mexico> (10 de enero 2019). Doi: 10.1002/joc.3848.

Diario Oficial de la Federación (DOF). 2000. Decreto del Área Natural Protegida Cumbres de Monterrey. DOF. 17 de noviembre de 2000. Secretaría de Gobernación. México, D.F., México. <http://dof.gob.mx/> (10 de junio de 2020).

Díaz C, I. A. 2010. Ecoturismo Comunitario y Género en la Reserva de los Tuxtlas (México). Pasos Revista de Turismo y Patrimonio Cultural. 8: 151-165. Doi: 10.25145/j.pasos.2010.08.012.

Earth Observing System (EOS). 2020. Spatial Resolution Of A Satellite Image. Earth Observing System (EOS). <https://eos.com/> (10 de enero 2020).

Flórez-Yepes, G. Y., A. Rincon-Santamaría, P. Santiago C y A. M. Alzate-Alvarez. 2017. Análisis multitemporal de las coberturas vegetales en el área de influencia de las minas de oro ubicadas en la parte alta del sector de Maltería en Manizales, Colombia. DYNA 84 (201): 95-101. Doi:10.15446/dyna.v84n201.55759.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 1996. Forest resources assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes. Tropical countries. Rome, Italy. 152 p.

Giri, C., B. Pengra, Z. Zhu, A. Singh and L. L. Tieszen. 2007. Monitoring mangrove forest dynamics of the Sundarbans in Bangladesh and India using multi-temporal satellite data from 1973 to 2000. Estuarine, Coastal and Shelf Science 73: 91-100. Doi:10.1016/j.ecss.2006.12.019.

González J., J. 2019. Respuesta del crecimiento de *Pinus pseudostrobus* Lindl a las variables climáticas en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, N.L., México. 71 p.

González-Saldivar, F., J. Uvalle-Sauceda, J. Avendaño y A. Niño-Ramírez. 2013. Mamíferos. *In*: Cantú-Ayala, C., M. Rovalo-Merino., J. Marmolejo-Moncivais., S. Ortiz-Hernández y F. Serriñá G. (eds.). Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México. UANL-CONANP. Linares, N.L., México. pp. 237-251.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (Inegi). 2017. Conjunto de datos vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación. Escala 1:250 000. Serie VI. Escala: 1:250 000. Aguascalientes, Ags., México.

<https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463598459>
(12 de marzo de 2020).

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (Inegi). 2019. Conjuntos de datos vectoriales de información topográfica escala 1:250 000 Nuevo León Serie VI. Aguascalientes, Ags., México.

<https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463776895>
(12 de marzo de 2020).

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (Inegi). 2020. Conjunto de datos vectoriales. Espacios y Datos de México. <https://www.inegi.org.mx/datos/>
(12 de enero de 2020).

Jiménez-Pérez, J., O. Aguirre-Calderón, E. Alanís-Rodríguez e I. Yerena-Yamallel. 2013. Contenido de Carbono en Especies Vegetales. *In*: Cantú-Ayala, C., M. Rovalo-Merino, J. Marmolejo-Moncivais, S. Ortiz-Hernández y F. Serriñá G. (eds.). Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México. UANL-CONANP. Linares, N.L., México. pp. 349-355.

Jumb, V., M. Sohani and A. Shrivastava. 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>
(1 de enero de 2020).

Kumar, S., Shwetank and K. Jain. 2020. A Multi-Temporal Landsat Data Analysis for Land-use/Land-cover Change in Haridwar Region using Remote Sensing Techniques. *Procedia Computer Science* 171: 1184–1193. Doi:10.1016/j.procs.2020.04.127.

Lloret, F. 2012. Vulnerabilidad y resiliencia de ecosistemas forestales frente a episodios extremos de sequía. *Ecosistemas*. 21: 85-90. Doi: 10.7818/ECOS.2012.21-3.11.

López H., J. R. y O. Ixtacuy L. 2017. Conservación y desarrollo, el caso del ecoturismo: una política ambiental fallida en la Reserva de la Biosfera La Encrucijada, Chiapas. *El Periplo Sustentable* 34: 82-108.
<https://rperiplo.uaemex.mx/article/view/9035> (20 octubre 2019).

Luna R., A. A. 2020. Aplicación de técnicas dendrocronológicas en *Pinus teocote* Schiede ex Schltdl para la reconstrucción climática en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, N.L., México. 69 p.

Martin, E. H., R. R. Jensen, P. J. Hardin, A. W. Kisingo, R. A. Shoo and A. Eustace. 2019. Assessing changes in Tanzania's Kwakuchinja Wildlife Corridor using multitemporal satellite imagery and open source tools. *Applied Geography* 110: 1-7. Doi: 10.1016/j.apgeog.2019.102051.

Menchaca D., M. del S. y E. L. Alvarado M. 2011. Efectos antropogénicos provocados por los usuarios del agua en la microcuenca del río Pixquiac. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*. 1 (1): 85-96. Doi: 10.29312/remexca.v2i4.16.

Mendes, D. F., S. F. Da Silva, J. L. Ferreri, A. R. Dos Santos y R. F. García. 2015. Acurácia temática do classificador por máxima verossimilhança em imagem de alta resolução espacial do satélite Geoeye-1. *Nucleus*. 12: 107-118. Doi: 10.37378/1982.2278.1011.

Montaño, N. M., F. Ayala, S. H. Bullock, O. Briones, F. García O., R. García S., Y. Maya., Y. Perroni, C. Siebe, Y. Tapia T., E. Troyo y E. Yépez. 2016. Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos de México: Síntesis y perspectivas. *Terra Latinoamericana*. 34: 39-59.

<https://www.terralatinoamericana.org.mx/index.php/terra/article/view/75/81>
(20 de octubre de 2019).

Mora-Donjuán, C. A. y E. Alanís-Rodríguez. 2016. Resiliencia de bosques de pino-encino en América: Una visión global del estado actual. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*. 13: 01-02. Doi: 10.18845/rfmk.v13i33.2571.

Naturalista. 2021. Registros de especies de flora y fauna en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey. <https://www.naturalista.mx/projects/pn-cumbres-de-monterrey-nuevo-leon> (13 de mayo de 2021).

Palacio-Prieto, J. L., T. M. Sánchez-Salazar, J. M. Casado-Izquierdo, E. Propin-Frejomil, J. Delgado-Campos, A. Velázquez-Montes, L. Chias-Becerril, M. I. Ortiz-Álvarez, J. González-Sánchez, G. Negrete-Fernández, J. Gabriel-Morales y R. Márquez-Huitzil. 2004. Indicadores para la Caracterización y Ordenamiento del Territorio. Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT, Instituto de Geografía de la UNAM y Secretaría de Desarrollo Social. Convenio SEDESOL-Instituto de Geografía, UNAM. México, D.F., México. 161 p.

http://cambioclimatico.gob.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/publicaciones/174/434_2004_Indicadores_caracter_orden_territorio.pdf?sequence=1&isAllowed=y
(26 de febrero de 2020).

Pimienta de la Torre, D. de J., G. Domínguez C., O. A. Aguirre C., F. Javier H y J. Jiménez. 2007. Estimación de biomasa y contenido de carbono de *Pinus cooperi* Blanco, en Pueblo Nuevo, Durango. *Madera y Bosques* 13 (1): 35-46.
Doi:10.21829/myb.2007.1311234.

QGIS Development Team. 2020. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <https://qgis.org> (12 de enero de 2020).

Rashmi C., S. Chaluvaiiah and G. H. Kumar. 2016. An efficient parallel block processing approach for K-means algorithm for high resolution orthoimagery satellite images. *Procedia Computer Science* 89: 623-631.

Doi:10.1016/j.procs.2016.06.025.

Rodríguez M., G. y A. Acevedo D. 2015. Cambios en la vida cotidiana de las mujeres a través de la incorporación al trabajo turístico en El Rosario, Michoacán, México. *El Periplo Sustentable*. 29: 5-33. <http://hdl.handle.net/20.500.11799/62584> (10 diciembre de 2019).

Rodríguez-Laguna, R., J. Jiménez-Pérez, O. A. Aguirre-Calderón, E. J. Treviño-Garza y R. Razo-Zárate. 2009. Estimación de carbono almacenado en el bosque de pino-encino en la Reserva de la Biosfera El Cielo, Tamaulipas, México. *Ra Ximhai* 5 (3): 317-327. <http://www.revistas.unam.mx/index.php/rxm/article/view/15164> (1 diciembre 2019).

Rovalo-Merino, M., J. Pérez-Cantú, S. Valenzuela-Pérez y M. de la Maza-Benignos. 2013. Restauración Ecológica. *In*: Cantú-Ayala, C., M. Rovalo-Merino., J. Marmolejo-Moncivais., S. Ortiz-Hernández y F. Serriñá G. (eds.) *Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México*. UANL-CONANP. Linares, N.L., México. pp. 371-383.

Sanhouse-Garcia, A. J., Y. Bustos-Terrones, J. G. Rangel-Peraza, A. Quevedo-Castro and C. Pacheco. 2016. Multi-temporal analysis for land use and land cover changes in an agricultural region using open source tools. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 8: 278-290. Doi:10.1016/j.rsase.2016.11.002.

SASPlanet. 2020. SASPlanet Software. Versión 181221. SASPlanet Development Team. <https://www.sasgis.org> (26 de enero de 2020).

Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental. Especies nativas de México de flora y fauna silvestres. Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación 30 diciembre de 2010.

https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/134778/35.-_NORMA_OFICIAL_MEXICANA_NOM-059-SEMARNAT-2010.pdf (20 de abril de 2020).

Simulador de flujos de agua de cuencas hidrográficas (SIALT). 2020. Red hidrológica. 2020. Red Hidrológica Nacional. Versión 3.2. http://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/siatl/# (1 de febrero de 2020).

Tirpak, J. M. and W. M. Giuliano. 2010. Using multitemporal satellite imagery to characterize forest wildlife habitat: The case of ruffed grouse. *Forest Ecology and Management* 260: 1539-1547. Doi: 10.1016/j.foreco.2010.07.052.

U.S. Geological Survey (USGS). 2020. U.S. Geological Survey. <https://earthexplorer.usgs.gov/> (1 de febrero de 2019).

Yerena Y., J. I., J. Jiménez P., E. Alanís R., O. A. Aguirre C., M. A. González y E. J. Treviño G. 2013. Emisiones de gases de efecto invernadero derivadas de incendios forestales de 2000-2011 en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey. *Ciencia UANL*. 16: 68-75. <http://www.cienciauanl.uanl.mx/> (10 de junio de 2020).



Yerena Y., J. I., J. Jiménez P., E. Alanís R., O. A. Aguirre C., E. J. Treviño G y M. A. González T. 2014. Dinámica de la captura de carbono en pastizales abandonados del noreste de México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. 17: 113-121.
<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=939/93930735009.pdf> (5 de diciembre de 2019).



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.