

**VIII CONGRESO INTERNACIONAL DE ORDENAMIENTO  
TERRITORIAL Y ECOLÓGICO POLITICA TERRITORIAL,  
ACTIVIDAD ECONÓMICA Y DESARROLLO SOSTENIBLE  
Perú, Cusco, 11 al 15 de agosto del 2014**

**Dinámica de ocupación de suelo y de fragmentación de los  
ecosistemas naturales en el valle central de México**

Antonio VILLANUEVA<sup>1,2</sup>  
[Antonio.villanueva@cirad.fr](mailto:Antonio.villanueva@cirad.fr)

Jacques IMBERNON<sup>1</sup>  
[Jacques.imbernon@cirad.fr](mailto:Jacques.imbernon@cirad.fr)

<sup>1</sup>Cirad, Umr Tetis  
Campus internacional de Baillarguet  
34398 Montpellier Cedex 5, Francia  
Fono: 33(0)4 67 59 39 90

<sup>2</sup>AgroParisTech, Escuela Doctoral Abies  
19, avenue du Maine  
75732 Paris, cedex 15, Francia

## **Resumen**

El valle central de México es un territorio prioritario para la conservación de la biodiversidad debido a su alto grado de endemismo de especies de flora y fauna. En esta misma zona existe una gran cantidad de Áreas Naturales Protegidas (ANP). Pero las presiones antrópicas sobre la cobertura forestal son fuertes, dadas por la actividad minera, agrícola y la acelerada expansión urbana articulada por las grandes aglomeraciones. Ellas fragilizan la conectividad de los ecosistemas forestales de la zona.

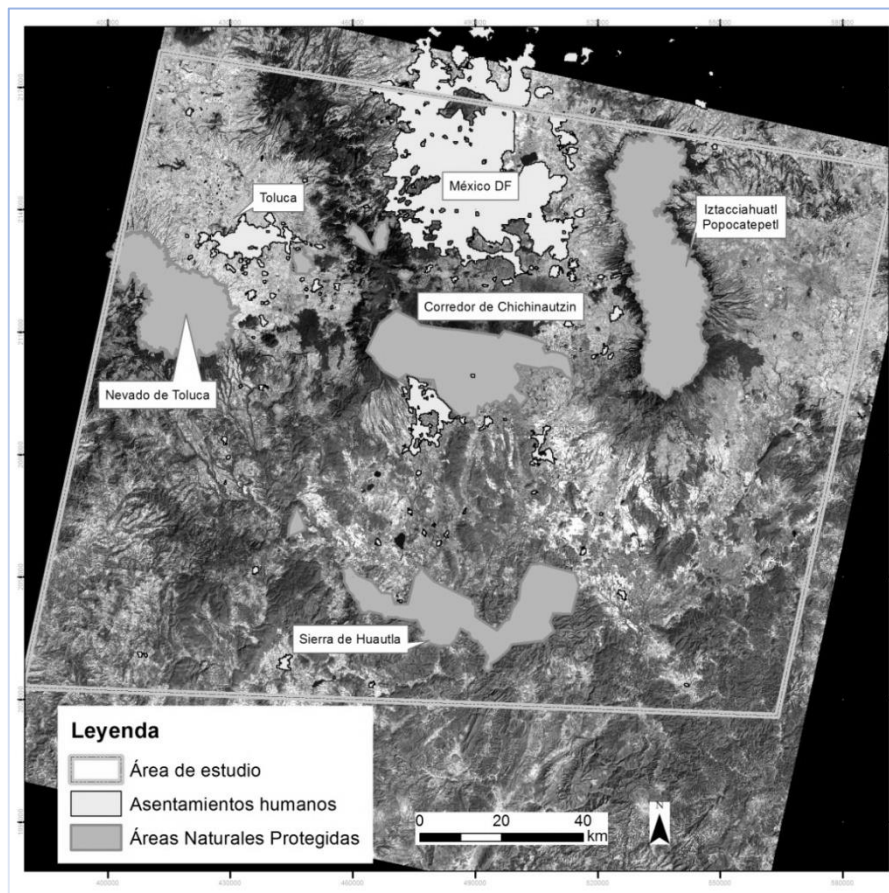
Esta investigación aborda la dinámica del cambio de ocupación de suelo y en particular de la vegetación natural, en la zona central del eje volcánico transversal de México (estados de México, Distrito Federal y Morelos). Para los análisis fueron consideradas series de imágenes Landsat-TM (1986 y 2014) con una resolución de 30 metros. Estas imágenes fueron procesadas y corregidas, para luego ser clasificadas e identificar la ocupación de suelo en los diferentes periodos. Esta clasificación nos permitió analizar la fragmentación del paisaje en los últimos treinta años, registrando los mayores cambios de ocupación de suelo y fragmentación para la vegetación caducifolia y el matorral en el corredor forestal que conecta las Áreas Naturales Protegidas. La presión sobre estos ecosistemas naturales viene de las actividades agrícolas y el crecimiento urbano poniendo en peligro su conectividad regional.

Palabras Claves: *Teledetección, Cambio de ocupación de suelo, Ecología del Paisaje, Fragmentación forestal, México.*

# Introducción

## *Área de Estudio:*

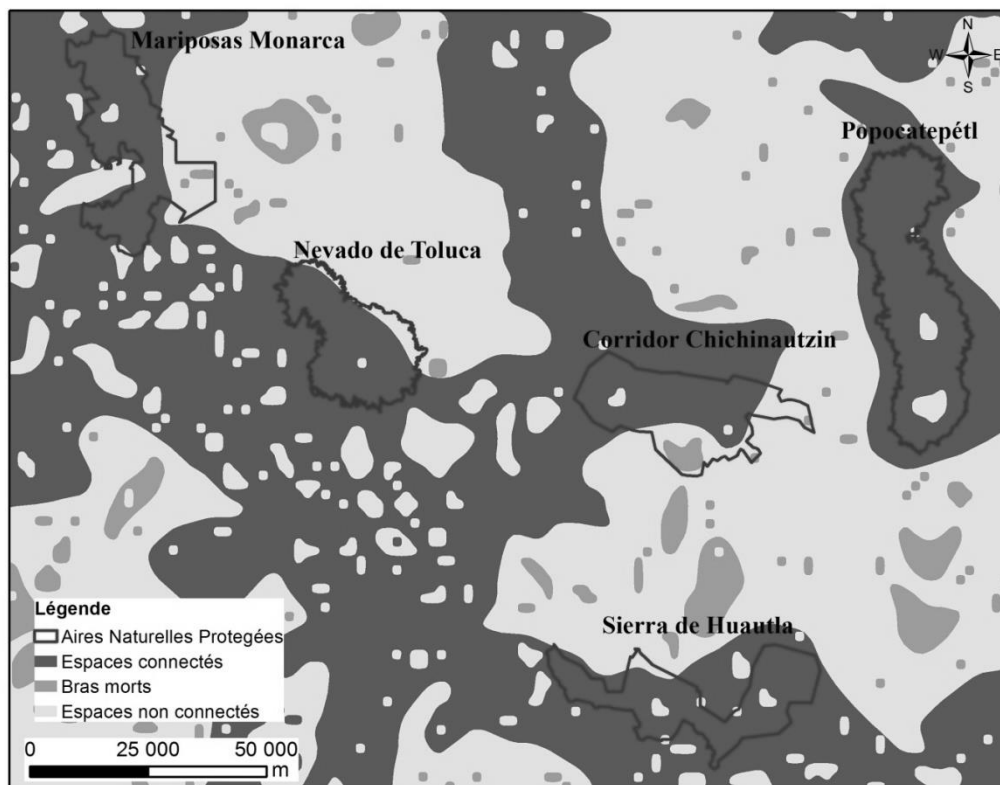
La zona de estudio está situada en la región central de México e incluye los Parques Nacionales Nevado de Toluca y, Popocatepelt, como también el Corredor Biológico de Chichinautzin y la Reserva de la Biosfera Sierra Huautla (Figura 1). Esta zona cubre los estados de México, Morelos y Guerrero y el Distrito Federal que corresponde a la aglomeración de Ciudad de México. Ella cubre una superficie de alrededor de 2.696.770 hectáreas, y se encuentra densamente poblada. El censo del 2010 cuenta con 29.192.937 de habitantes, es decir el 26% de la población total del país (SEMARNAT, 2010 ; SEMARNAT, 2012).



**Figura 1: Zona de estudio en el Valle central de México**  
Fuente: Elaboración de los autores

*Contexto y objetivo de investigación:*




Las Áreas Naturales Protegidas del valle central de México poseen resguardo por decreto de toda actividad humana que dañe los ecosistemas. Pero las presiones antrópicas son fuertes en la periferia de las áreas naturales (Puig, 2001; Maass *et al.*, 2006; Brenner *et al.*, 2006). Estas presiones son amplificadas por la proximidad de tres grandes metrópolis: México DF, Toluca y Cuernavaca, y la conectividad forestal desde el Parque Mariposas Monarca hasta al Parque Popocatepel (Figura 2) que permitiría las autoridades federales de México la creación de un corredor biológico parece muy frágil (Villanueva *et Imbernon*, 2013).



**Figura 2: Los espacios forestales conectados en el Valle central de México**  
Fuente: (Villanueva *et Imbernon*, 2013).

El Parque del Nevado de Toluca que se encuentra al centro de este corredor forestal ilustra las fuertes presiones antrópicas bajo las cuales se encuentra el corredor: extracción ilegal de arena, arcilla y ripio (materiales de construcción), desarrollo de la floricultura en invernaderos, prácticas agrícolas con cultivos de papa y de avena, y urbanización ligada a la expansión urbana de la ciudad de Toluca cercana (Figura 3). Además alrededor del Parque Nevado de Toluca, las autopistas constituyen barreras para la conectividad y atraviesan el corredor forestal en varios puntos. Todas estas presiones antrópicas constituyen un riesgo importante para la cobertura forestal de la zona y el corredor biológico que se plantea (Villanueva *et Imbernon*, 2013).

Los estudios asociados al impacto de las actividades humanas sobre los ecosistemas son puntuales o atemporales, siendo escasos los análisis de la dinámica de la cobertura forestal a escala regional, cuando el Estado Federal de México afirma la voluntad de crear un corredor biológico que conecte las áreas protegidas (CONAP, 2013). Este estudio tiene por objetivo cuantificar y analizar la dinámica de la fragmentación de los ecosistemas forestales de esta área en los últimos treinta años.

|   |  |
|---|--|
|  | <p>Actividad extractiva de arena y ripio en bordes de cobertura forestal en el sector norte del Parque Nevado de Toluca.</p> |
|  | <p>Floricultura en invernaderos en el sector sur del Parque Nevado de Toluca - sector Tenancingo del valle.</p>              |
|  | <p>Prácticas agrícolas en la periferia este y oeste del Parque Nevado de Toluca.</p>   |

**Figura 3: Presiones antrópicas en el Parque Nevado de Toluca que amenazan los ecosistemas naturales.**

Fuente: (Villanueva *et Imbernon*, 2013).

En este estudio, la teoría de la ecología del paisaje es movilizada para integrar la geografía y la ecología, al conjugar el análisis de estructuras espaciales y procesos ecológicos (Dajoz, 1996; Burelet *al.*, 1999). Este concepto que ha surgido en 1939 en el seno de la ecología alemana (Troll, 1939) ha sido instrumentalizado en la década de los 80 (Forman, 1995; Makhdoum, 2008). Actualmente existen potentes programas y herramientas que nos permiten cuantificar índices de estructura, de organización y de dinámica de paisaje, reduciendo la parte subjetiva de los análisis de paisajes.

La innovación de este artículo reside en un análisis regional de la dinámica de fragmentación del paisaje en el Valle central de México, poniendo en evidencias cuantitativas y localizadas las áreas más sensibles para la definición de un corredor ecológico de ecosistemas forestales. La utilización e integración de diferentes índices de la métrica del paisaje permite identificar objetivamente la realidad y las debilidades de este Corredor Biológico en la zona central del eje volcánico de México.

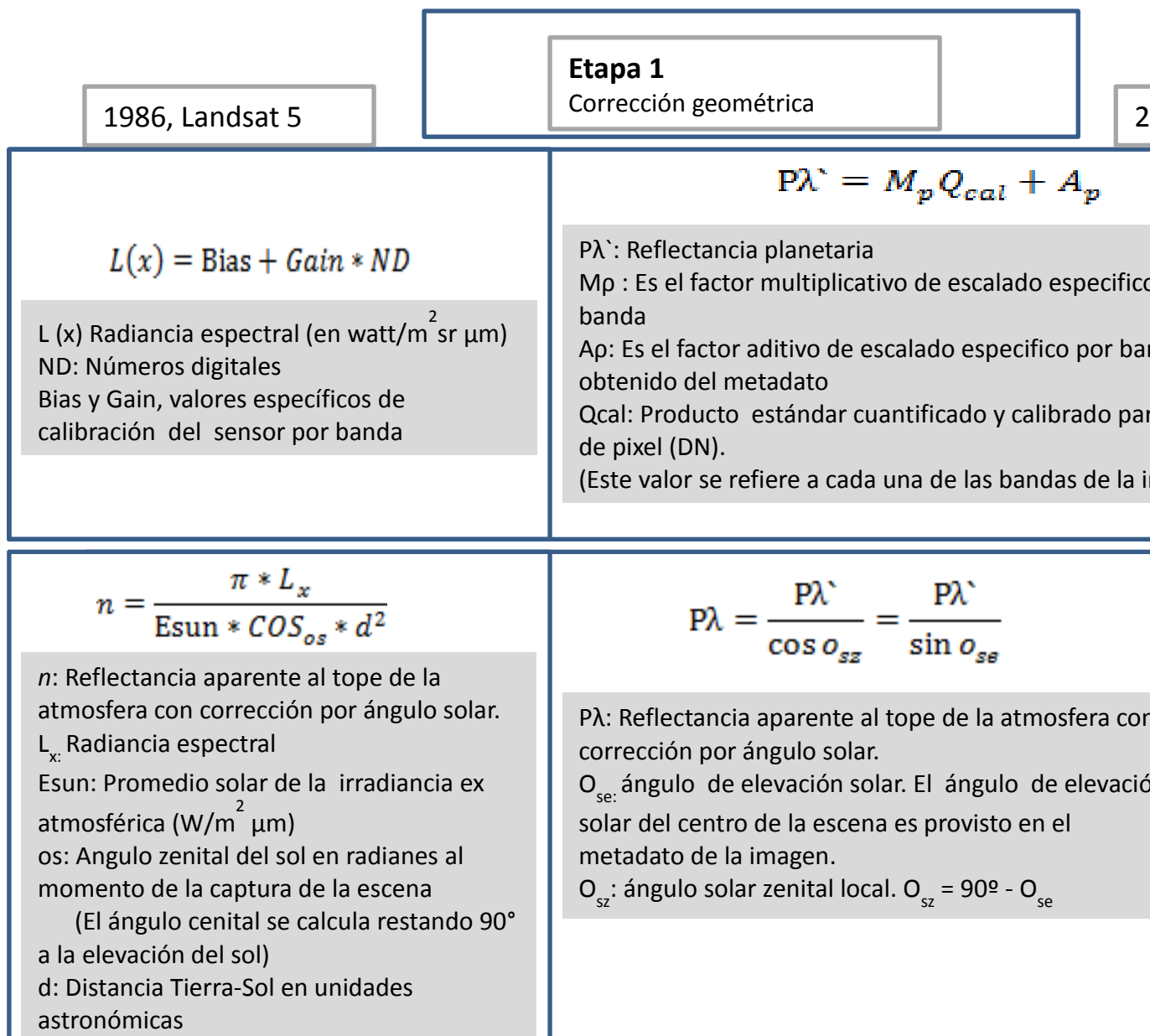
# Material y métodos

## 1. Pre-procesamiento de imágenes satelitales

Para el análisis de los cambios de ocupación de suelo se trabajó con dos series de imágenes del sensor Landsat-TM con resolución a 30 metros, de los años 1986 y 2014. Las imágenes Landsat son una fuente de información de libre acceso y de alta calidad para realizar estudios a escala regional y análisis de la dinámica de cambios de ocupación de suelo (Bonn *et al.*, 1992; Chander *et al.*, 2009).

Correcciones geométricas, radiométricas y atmosféricas son requeridas para realizar estudios comparativos entre imágenes y análisis de series temporales (Chuvieco, 1996; Campbell *et al.*, 2011). Estos pasos de pre-procesamiento están diseñados para compensar las distorsiones geométricas y eliminar o reducir los efectos atmosféricos y angulares en los valores registrados por el sensor satelital. Las correcciones geométricas de las imágenes implican modelar la relación entre la imagen y un sistema geométrico de referencia (Bonn *et al.*, 1992; Girard *et al.*, 1999). Para esto se utilizó la cobertura nacional “red de carreteras” a escala 1: 1.000.000 (CONABIO, 2001), identificando puntos invariables de referencia en las imágenes y esta cobertura.

Las correcciones radiométricas y atmosféricas de las imágenes de Landsat 5 (1986) y Landsat 8 (2014) han requerido varios pasos (Figura 4). Los números digitales (ND) de las imágenes han sido convertidos a valores de radiancia basados en los parámetros de calibración de los captosres satelitales. La conversión de radiancia espectral a reflectancia espectral exo-atmosférica se realiza usando la fórmula expresada en la figura 4, etapa 2. Reflectancia espectral es una medida estandarizada que depende del grado de iluminación (irradiancia) (Chander, 2009; Saidi *et al.*, 2013; Rozenstein *et al.*, 2014; Roy *et al.*, 2014).



**Figura 4.: Pasos del proceso de calibración y correcciones atmosféricas utilizadas para las imágenes Landsat5 y Landsat 8**

Fuente: (Chander, 2003;Chander, 2009; Saidi *et al.*, 2013;Rozenstein *et al.*, 2014; Roy *et al.*, 2014)

## 2. Clasificación de ocupación de suelo

*Método de clasificación de imágenes:*

Una vez estandarizadas las imágenes en valores de reflectancia exo-atmosférica se realizó una clasificación supervisada de ocupación de suelo con el algoritmo de máxima verosimilitud. Este algoritmo se basa en la regla de Bayes utilizando las estadísticas de segmentos de entrenamiento para calcular la probabilidad de pertenencia de cada pixel a



una de las clases determinadas. Una ventaja considerable de este método es que utiliza para cada pixel un índice de certitud de asignación por clase (Joughin *et al.*, 1993; Arenas, 1998; Thomas *et al.*, 2002; Barima *et al.*, 2009; Huth *et al.*, 2012). La fórmula que sintetiza el método de máxima verosimilitud es la siguiente:

$$P(c/x) = \frac{P\left(\frac{x}{c}\right) * P(c)}{\sum_{i=1}^n P\left(\frac{x}{c}\right) * P(c)}$$

Donde;

x: vector representando el pixel con sus valores espectrales:  $x=(x_1 \dots, x_n)$

$P(c/x)$ : Probabilidad de que  $x$  pertenezca a la clase  $c$

$P(x/c)$ : Probabilidad de ocurrencia de  $x$  sabiendo que  $x$  pertenece a la clase  $c$

$P(c)$ : Probabilidad de ocurrencia de la clase  $c$

Para maximizar la precisión y disminuir la confusión entre las clases se realizaron seiscientos segmentos de entrenamiento distribuidos sobre cada imagen y representando los diferentes tipos de ocupación de suelo. Con estos segmentos se realizó un análisis de la separabilidad espectral entre las clases utilizando el índice de separabilidad de Jeffries-Matusita, la divergencia transformada, que permite estimar la confusión entre las clases definidas. Este índice varía de 0 a 2, en donde la cercanía de las clases comparadas al valor 2 indica una mayor separabilidad y por tanto un mejor resultado esperado para la clasificación (Ayala *et al.*, 2001; Wardlow *et al.*, 2007; Barima *et al.*, 2009; Castillejo-González, *et al.*, 2010; Lira, 2010).

#### *Método de control de calidad de la clasificación:*

Para evaluar la precisión de la clasificación de las imágenes, se confrontaron segmentos de control de ocupación de suelo con las clasificaciones realizadas. De esta manera se elaboró una matriz de confusión que recoge los conflictos que se presentan entre clases. Se trata de una matriz bidimensional cuadrada donde la información de los segmentos corresponde a las columnas y la clasificación a las líneas. La diagonal de dicha matriz expresa el número

de píxeles en donde se produce acuerdo entre las dos fuentes (clasificación y segmentos de control). La relación entre el número de píxeles correctamente asignados y el total, expresa la fiabilidad global del mapa. La precisión global de las clasificaciones es estimada a partir de la media de porcentajes de píxeles correctamente bien clasificados (MPCC) (Jensen., 1996; Barima *et al.*, 2009; Vrettas *et al.*, 2013).

$$MPCC = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^n a_i$$

Donde;

$i$  : Clase de ocupación de suelos

$a_i$ : Número de píxeles bien clasificados en la matriz para la clase  $i$

$m$ : Número total de píxeles incluidos en la matriz.

El coeficiente de Kappa (K) entrega otra estimación de la calidad de la clasificación. K es una medida de la diferencia entre la exactitud lograda en la clasificación con un clasificador automático y la chance de lograr una clasificación correcta con un clasificador aleatorio. Este índice varía entre 0 y 1, donde a mayor proximidad del 1 mayor confiabilidad esperada en la clasificación. (Congalton, 1991; Gil1, 2003; Barima *et al.*, 2009; Vrettas *et al.*, 2013). La expresión matemática que define K es:

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r (x_i * x_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (x_i * x_{+i})}$$

Donde ;

$r$ : Numero de filas (clases) en la matriz

$x_{ii}$ : Número de píxeles en la fila  $i$  y en la columna  $i$ , es decir píxeles bien clasificados que son sobre la diagonal mayor de la matriz

$x_{+i}$ : Numero de píxeles de la columna  $i$

$x_i$ : Numero de píxeles de la fila  $i$

$N$ : Numero total de píxeles en la matriz

*Definición de las clases de ocupación de suelo*

La definición de las clases de ocupación de suelo se basó en la ocupación de suelo realizada por la Comisión Nacional de la Biodiversidad de México a escala de 1/250.000<sup>è</sup> (CONABIO, 2010). Esta información es poco detallada para análisis locales, pero nos permite tratar el conjunto de la región y tener una referencia para la clasificación de las imágenes Landsat. Para facilitar el análisis de la fragmentación y minimizar la confusión de las clasificaciones, este mapa de referencia de ocupación de suelos fue simplificado en seis clases: agricultura, artificial, forestal, vegetación caducifolia y matorral, cuerpos de agua, nieve y hielo (Tabla 1). La vegetación de matorral fue agregada a la vegetación caducifolia, definiendo una sola clase, con el objeto de minimizar errores en la clasificación de ambos ecosistemas que en temporada seca, cuando las imágenes Landsat fueron tomadas, tienen un follaje reducido y se caracterizan con valores de reflectancia muy cercanas. (Calderón *et* Rzedowski, 2010).

**Tabla 1. Descripción de las clases simplificadas de ocupación de suelo**

| <b>Clase</b>                       | <b>Descripción</b>   |
|------------------------------------|--|
| 1. Agricultura                     | Espacios ocupados por cultivos o pastos  |
| 2. Artificial                      | Espacio dominado por áreas urbanas, residencias, industriales comerciales, o estructuras agrícolas artificiales como invernaderos.   |
| 3. Forestal                        | Formaciones forestales densas principalmente constituidas por coníferas templadas y forestales mixtas. Las especies <i>Abies religiosa</i> (Oyamel), <i>Cedrela odorata</i> (Cedro) y <i>Pinus spp.</i> (Pino) son mayoritarias.   |
| 4. Bosque caducifolio y vegetación | Bosque caducifolio que incluye las comunidades de tintales, bucidales y pucteales ( <i>Haematoxylon campechianum</i> , <i>Bucida espinosa</i> , <i>Bucida buceras</i> ) y vegetación arbustiva, plantas a flores, arbustos leñosos, matorral templado, matorral tropical o subtropical ( <i>Alnus firmifolia</i> , <i>Arbustus glandulosa</i> , <i>Arbustus xalapensis</i> , <i>Alnusa caminata</i> , <i>Quercus barvinervis</i> , <i>Cupresus lindleyi</i> ). |
| 5. Cuerpos de agua                 | Cuerpos de agua naturales o artificiales   |
| 6. Nieve e hielo                   | Espacios ocupados por nieve o hielo  |

Fuente: CONABIO 2010; Olmstead *et al.*, 1997; challenger *et al.*, 2008)

### **3. Índices de fragmentación del paisaje.**

La fragmentación tiene un impacto sobre la estructura del paisaje y sobre sus hábitats naturales (Clergeau *et al.*, 1999; Forman *et al.*, 1986). Para cuantificarla hay cinco tipos de índices disponibles : superficie, forma, hábitat interior, diversidad y distancia (Mcgarigal *et al.*, 2002; Botequilla *et al.*, 2006; Vila-Subiros *et al.*, 2006). Estos índices pueden ser calculados con diferentes programas de libre acceso, tales como Grass, V-Late, PatchAnalyst et Fragstats (Haines-Young *et al.*, 1993; Vila-Subiros *et al.*, 2006). Para este estudio fue ocupado el programa más completo y más utilizado en ecología del paisaje: Fragstats 4.0<sup>1</sup>.

---

1

[http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/downloads/fragstats\\_downloads.html](http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/downloads/fragstats_downloads.html)

La elección de los índices (Tabla 2) ha sido realizada en función de nuestro objetivo de evaluación de la fragmentación y también debido a la simpleza de su interpretación. Estos tres índices simples han sido utilizados en numerosas investigaciones (Imbernon *et al.*, 2005; Skupinski *et al.*, 2009).

**Tabla 2: índices de fragmentación de paisaje.**

| Índice | descripción  | Valor                          |
|--------|--|--------------------------------|
| PLAND  | Porcentaje de la superficie de la clase en el paisaje                      | $0 \leq \text{PLAND} \leq 100$ |
| LPI    | Porcentaje de la parte del patch el más grande de cada clase en el paisaje | $0 \leq \text{LPI} \leq 100$   |
| PDEN   | Número de patch por 100 hectáreas  | $\text{PDEN} \geq 0$           |

Fuente: Skupinski *et al.*, 2009

*Porcentaje de la superficie de la clase en el paisaje (PLAND):*

Este índice cuantifica la composición global del paisaje. Se acerca a 0 cuando la clase es muy poco presente y es igual a 100 cuando el conjunto del paisaje es ocupado por la clase.

$$PLAND_i = \frac{\sum_{r=1}^n a_r}{A} (100)$$

Donde;

n: número total de patches de la clase i ;

a<sub>r</sub>: superficie del patch r de la clase i ;

A: superficie total del paisaje

*Índice de patch más grande (LPI):*

Este índice cuantifica la dominancia de un patch dentro de una clase del paisaje en relación a los otros.

$$LPI_i = \frac{\max_{j=1}^n (a_j)}{A} (100)$$

Donde;

n: Número total de patches de la clase  $i$ ;

$a_{ij}$ : Superficie del patch  $j$  de la clase  $i$ ;

A: Superficie total del paisaje

*Densidad de Patches (PD)*:

Este índice cuantifica el número de patches de cada clase dentro del paisaje. Para esto considera la superficie total del mismo. Está directamente ligado al estado de la fragmentación de cada clase y es el más usado en estudios de fragmentación espacial.

$$PD_i = \frac{n_i}{A}$$

Donde;

$n_i$ : Número total de patches de la clase  $i$ ;

A: Superficie total del paisaje

## Resultados y discusión

Los resultados de esta investigación se descomponen en dos grupos: confiabilidad de la clasificación de ocupación de suelo y dinámica de cambios de ocupación de suelo e índices de fragmentación del paisaje.

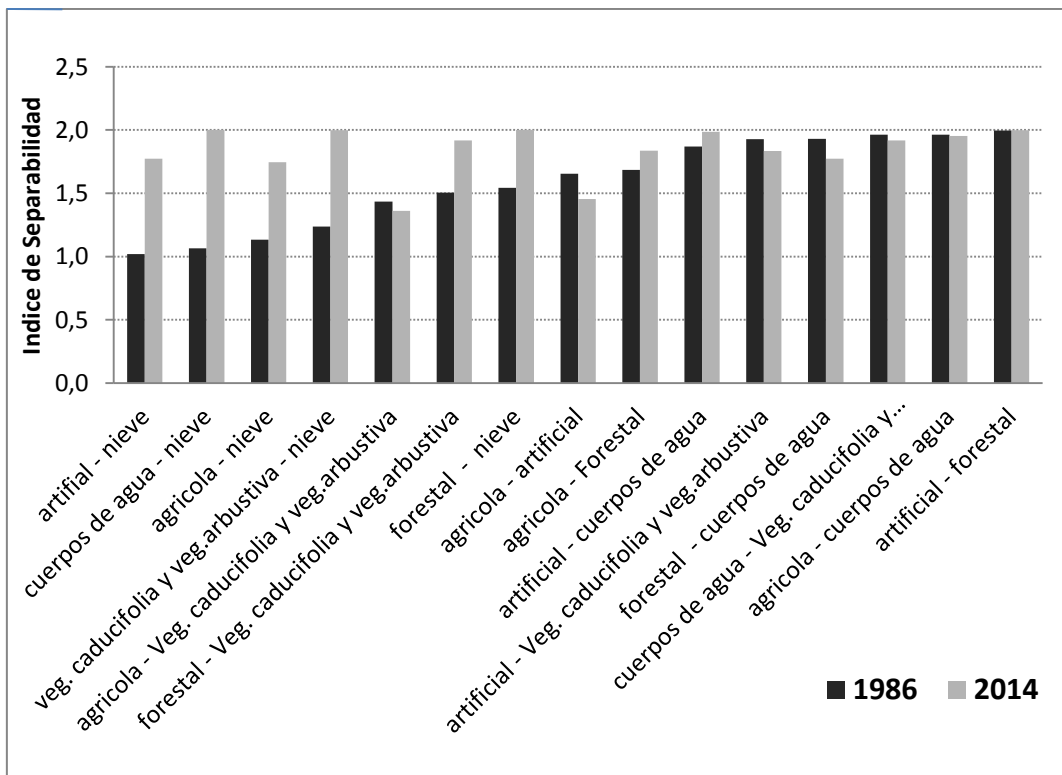
### **a. Confiabilidad de la clasificación de ocupación de suelo**

#### *a.1. Corrección geométrica:*

La corrección geométrica de la imagen Landsat 8 de 2014 fue realizada con coordenadas de puntos invariantes obtenidos de la cobertura nacional “red de carreteras” y la imagen Landsat 5 de 1986 fue corregida en referencia a esta imagen Landsat 8. La variación es inferior a 1 píxel y el error medio cuadrático es de 0,070 píxel (aproximadamente de 2m).

a.2. Separabilidad de las firmas espectrales entre los segmentos de entrenamiento:

Los valores de separabilidad para la clasificación de ocupación de suelo de 1986 varían entre 1,01 y 1,99 mientras que para la de 2014 estos se encuentran entre 1,37 y 2,0. Esto quiere decir que de las clasificaciones obtenidas se espera un menor error para la imagen del año 2014. En la Figura 5 se observa que la separabilidad entre clases para el año 2014 es mejor. La mayor proximidad radiométrica es asociada a los segmentos de entrenamiento clasificados como ‘nieve y hielo’, respecto a los segmentos de ocupación de suelo ‘artificial’, ‘cuerpos de agua’, ‘agrícola’ y ‘vegetación arbustiva’. No obstante, esto no representa un conflicto de coherencia y confiabilidad de la información generada debido a que las áreas de ‘nieve y hielo’ están situadas exclusivamente sobre la cima del Parque Popocatepetl, lo que permite una eficiente corrección manual de los polígonos mal clasificados.



**Figura5: Índice de separabilidad de Jeffries-Matusita entre clases, para las clasificaciones de 1986 y 2014.**

Fuente: Elaboración de los autores

### *a.3. Verificación de la clasificación:*

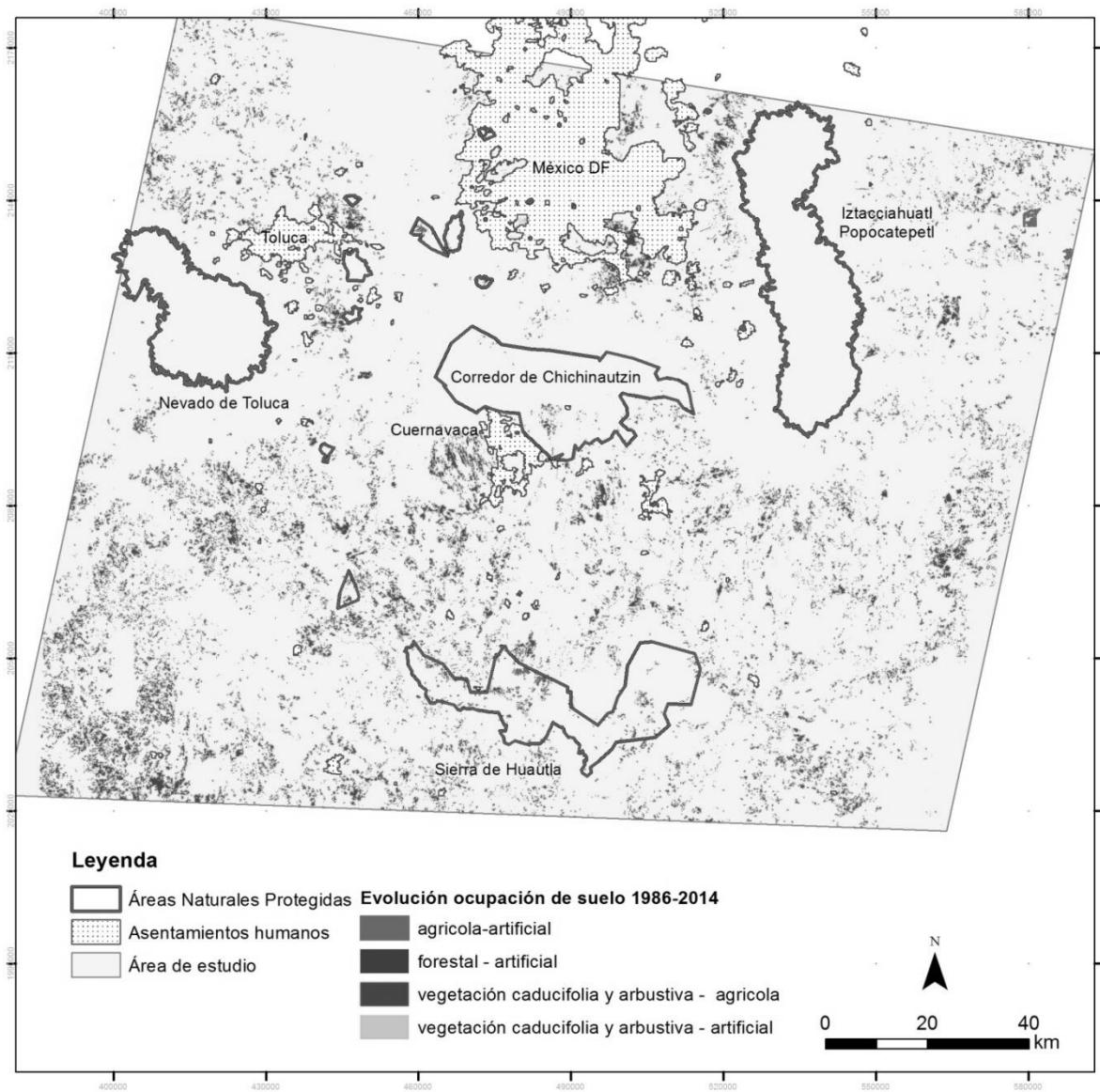
Desde la matriz de confusión, se estima para el año 1986 una confiabilidad global de la clasificación de 71,38%, con un índice de Kappa de 0,55. Dadas las características de la imagen y su resolución, estos valores resultan aceptables para el análisis de la ocupación de suelo a escala regional. Para la clasificación de la imagen de 2014, la confiabilidad es bastante más elevada, con un 85,46% de confiabilidad y un coeficiente de Kappa de 0,80. Esto quiere decir que la probabilidad de que la clasificación realizada corresponda a la realidad es de un 71,38% para la imagen de 1986 y de un 85,46% para la imagen del 2014.

## **b. Dinámica de cambios de ocupación de suelo e índices de fragmentación del paisaje.**

### *b.1. Dinámica de la ocupación de suelo*

La cartografía de la dinámica de ocupación de suelo muestra una heterogeneidad en la distribución espacial de los cambios entre 1986 y 2014 (Figura 6). El cambio principal es de vegetación arbustiva hacia ocupación agrícola o urbana. Las áreas protegidas poseen una escaza intromisión antrópica en la ocupación del suelo, como la mencionan algunos estudios (Maass *et al.*, 2006; CCMSS, 2008) que revelan ausencia de transformaciones en la ocupación del suelo. Variaciones no superan el 1% de la superficie total de las emblemáticas áreas naturales del Nevado de Toluca y del Popocatepetl. Además, en algunos casos como en el Nevado de Toluca, las evaluaciones de cambio de ocupación de suelo al interior de áreas naturales muestran una disminución de la actividad antrópica y un aumento de la cobertura forestal.





**Figura 6: Cambios de ocupación de suelo entre 1986 y 2014 en el Valle central de México**  
 Fuente: Elaboración de los autores

La agrupación de los cambios de ocupación de suelo debidos a acción antrópica que son los espacios agrícolas y artificiales muestra que existe un aumento de 208.718 hectáreas entre 1986 y 2014, mientras que la disminución de la vegetación natural: forestal y arbustiva, corresponde a una disminución de -9.429 hectáreas (Tabla 3).

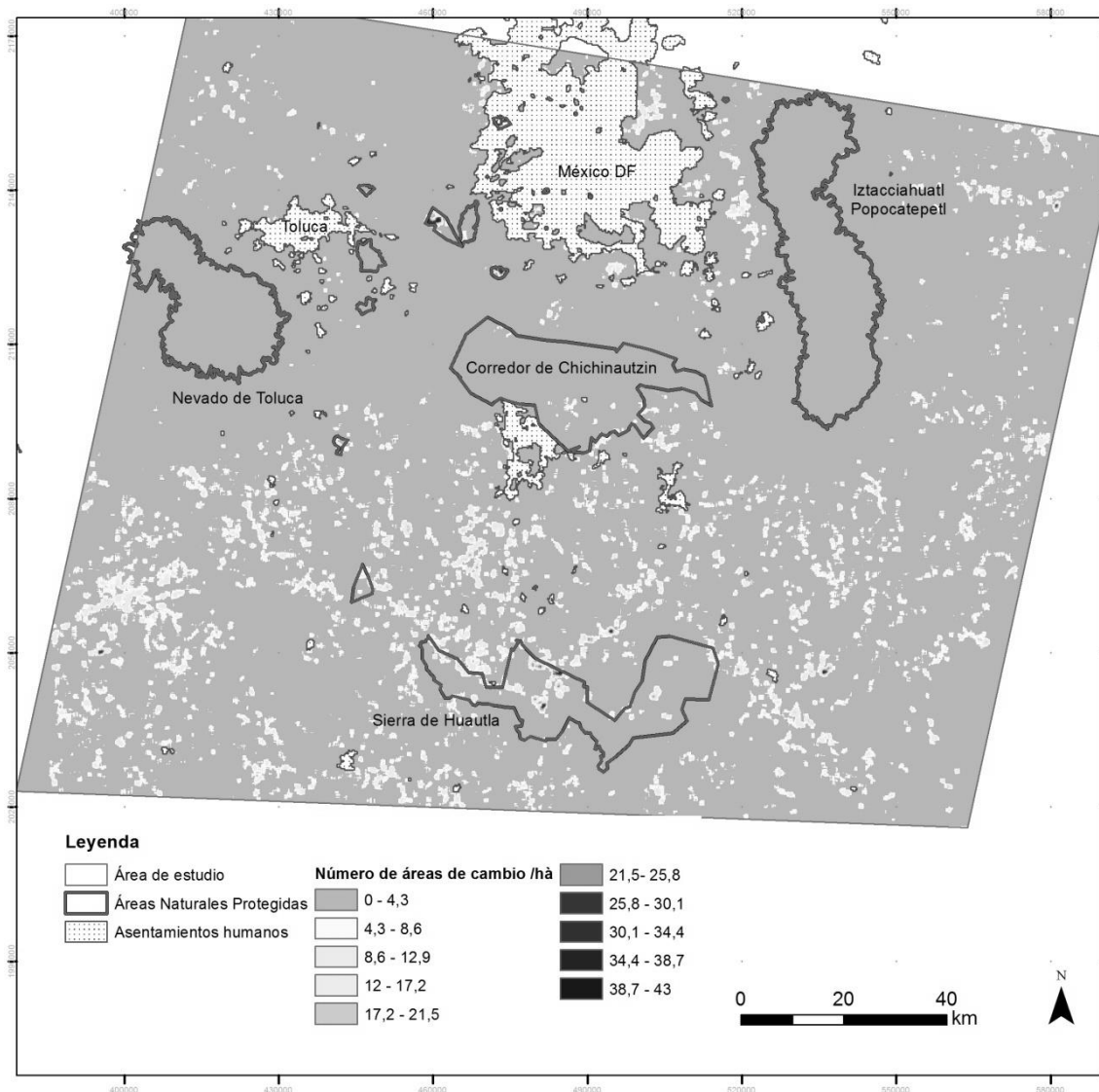
**Tabla 3: Variación ocupación de suelo agrícola y artificial, y vegetación natural entre 1986 y 2014**

| ocupación de suelo    | 1986      | 2014      | 2014-1986      |
|-----------------------|-----------|-----------|----------------|
|                       | Área (ha) | Área (ha) | Variación (ha) |
| agrícola y artificial | 1 271 504 | 1 480 222 | 208 718        |
| végétation natural    | 571 893   | 562 464   | -9 429         |

Fuente: Elaboración de los autores

#### *b.2. Análisis espacial de la dinámica de ocupación de suelo*

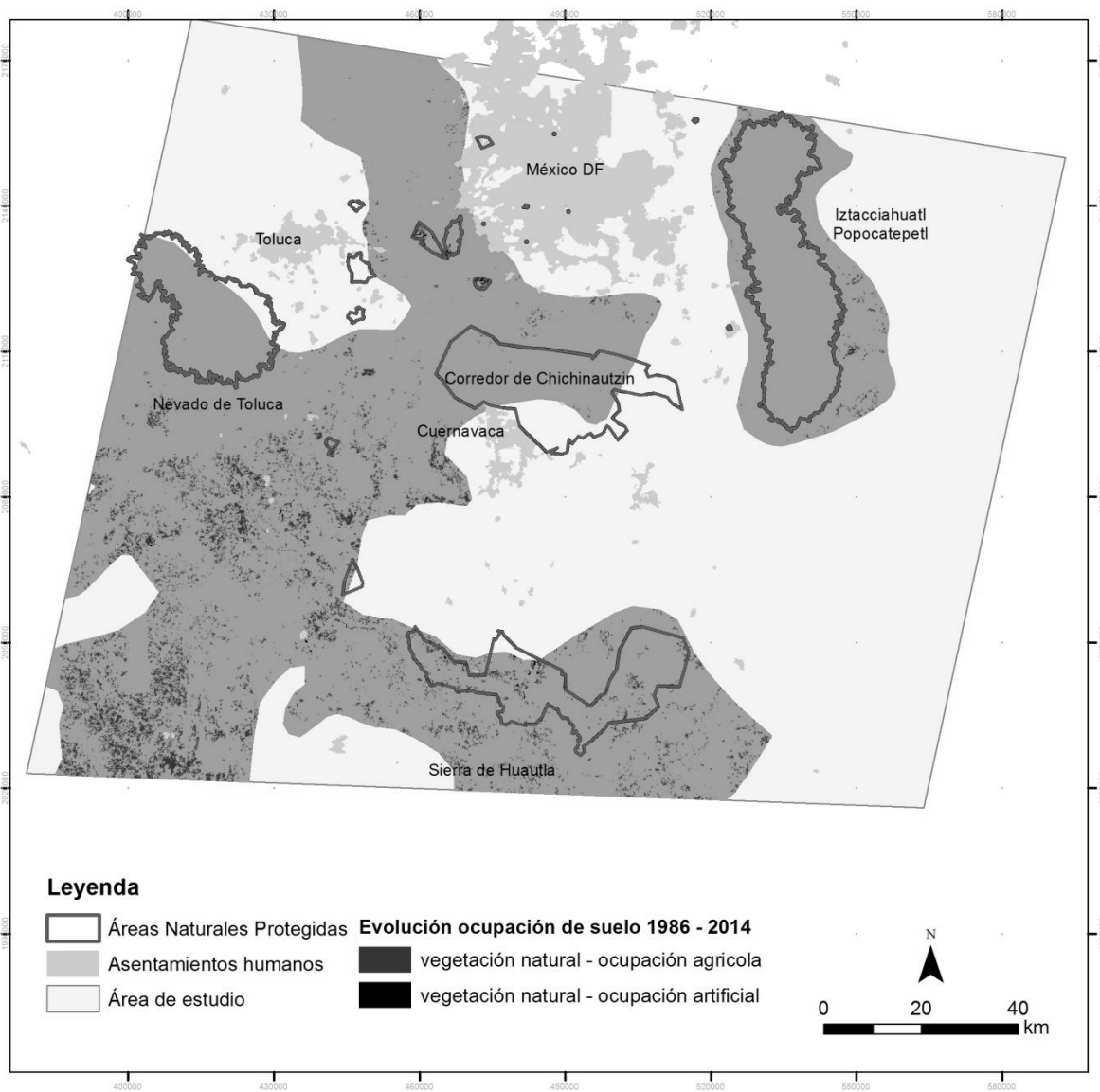
Pocos son los estudios en México que analizan cambios de ocupación de suelo y sus implicaciones dentro de un contexto sistémico a escala regional. Nuestros resultados sobre la ocupación del suelo muestran que los cambios de vegetación natural hacia ocupación agrícola o urbana se observan en la zona sur y en áreas intersticiales de las ANP (Figura 7). Sin embargo, esta expansión agrícola y urbana conlleva altas presiones sobre los ecosistemas naturales y su regulación. Sin embargo, los cambios en ocupación de suelo de vegetación natural hacia una ocupación de suelo antrópico, representan un riesgo para los ecosistemas naturales, en particular para la conectividad de los ecosistemas forestales de las Áreas Naturales Protegidas (Arriaga *et al.* 2009).



**Figura 7: Densidad de áreas de cambio de ocupación de suelo entre 1986 y2014**  
Fuente: Elaboración de los autores

El corredor forestal que se identificó en estudios anteriores (Villanueva *et* Imbernon, 2013) se encuentra fuertemente presionado por los cambios de ocupación de suelo entre 1986 y 2014, resultado de la acción antrópica. Del total de los cambios en la región, 59 694 hectáreas (39%) se concentran al interior del corredor. De estas, el 98,3 % corresponde al replazo de ocupación de suelo forestal, de vegetación caducifolia o arbustiva por una ocupación de suelo agrícola, y sólo el 1,69 % de esta área corresponde a una transformación por espacios urbanos – ellos se expandan en espacios agrícolas periféricos.

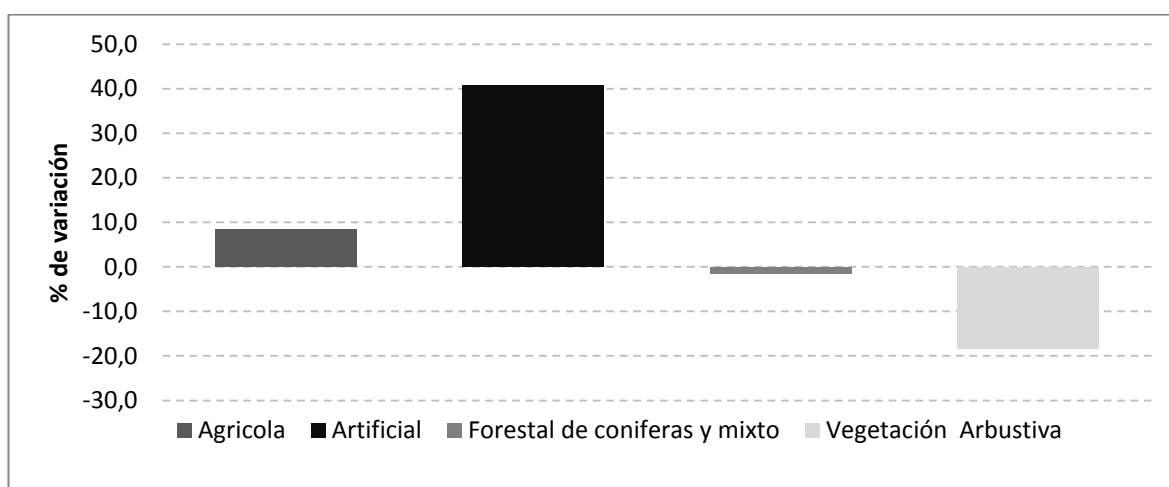
Solo el 4,2% de la transformación de ocupación de suelo está al interior de las Áreas Naturales Protegidas mientras que el 95,7% se encuentra en las áreas intersticiales (Figura 8).



**Figura 8: Corredor forestal y tipos de cambios de ocupación de suelo**  
Fuente: Elaboración de los autores

### b.3. Fragmentación y estructura del paisaje

El índice de composición global del paisaje (PLAND) nos indica que las clases agrícolas y artificiales aumentan entre 1986 y 2014 de un 8,3% para la agricultura hasta un 40% para espacios artificiales. Al contrario, los espacios forestales y arbustivos disminuyen durante este mismo periodo. La vegetación arbustiva presenta la mayor pérdida con un -18,3% de su cobertura, y la cobertura forestal pierde un -1,5% (Figura 9).

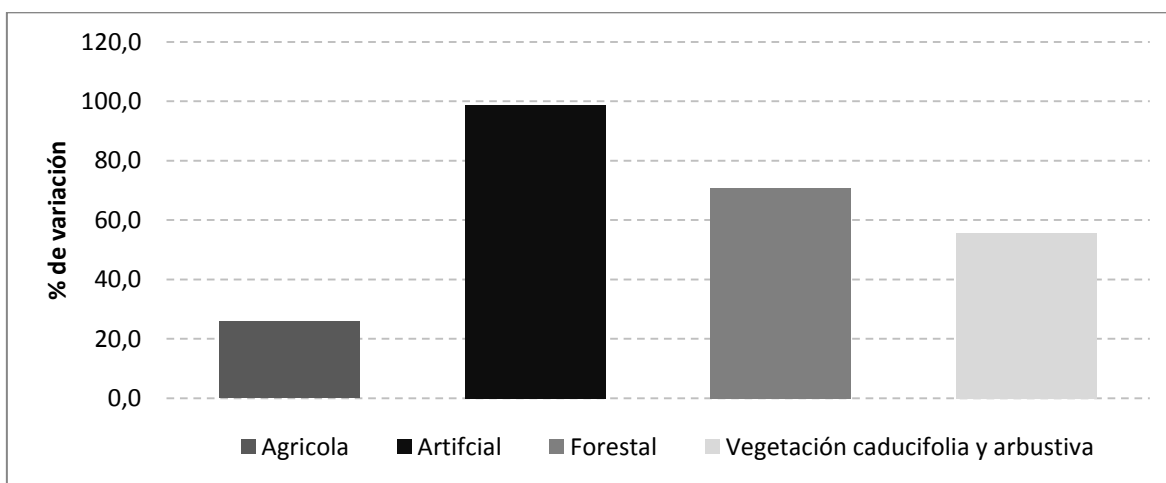


**Figura 9: Evolución del índice PLAND entre 1986 y 2014 para cada tipo de ocupación de suelo.**

Fuente: Elaboración de los Autores

El índice de densidad de patches (PD) (Figura 10) nos indica que la fragmentación de todos los tipos de ocupación de suelo ha aumentado. La ocupación artificial de suelo tiene el mayor aumento de densidad de patches (98,8%) reflejando la aparición de áreas periurbanas y de áreas urbanas satélites donde había áreas agrícolas, forestales o arbustivas. El aumento de la fragmentación de los espacios agrícolas corresponde a un 25%, traduciendo la expansión agrícola. Por su parte, la vegetación forestal ha experimentado un aumento en la fragmentación de su cobertura de 70,8%, mientras que la fragmentación de la vegetación arbustiva y caducifolia ha aumentado en un 55,7%. Si la mayor variación la ha experimentado la cobertura forestal, no obstante la vegetación

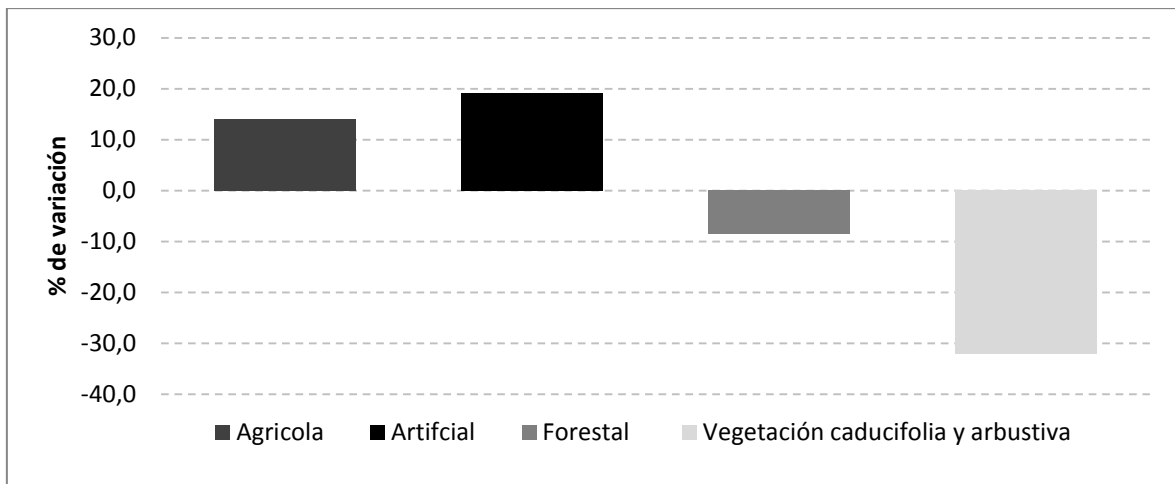
arbustiva y caducifolia posee valores de fragmentación en 2014 (0,27) mucho más elevadas que la de la cobertura forestal (0,13) (Figura 11).



**Figura 10: Evolución del índice PD entre 1986 y 2014 para cada tipo de ocupación de suelo.**

Fuente: Elaboración de los Autores

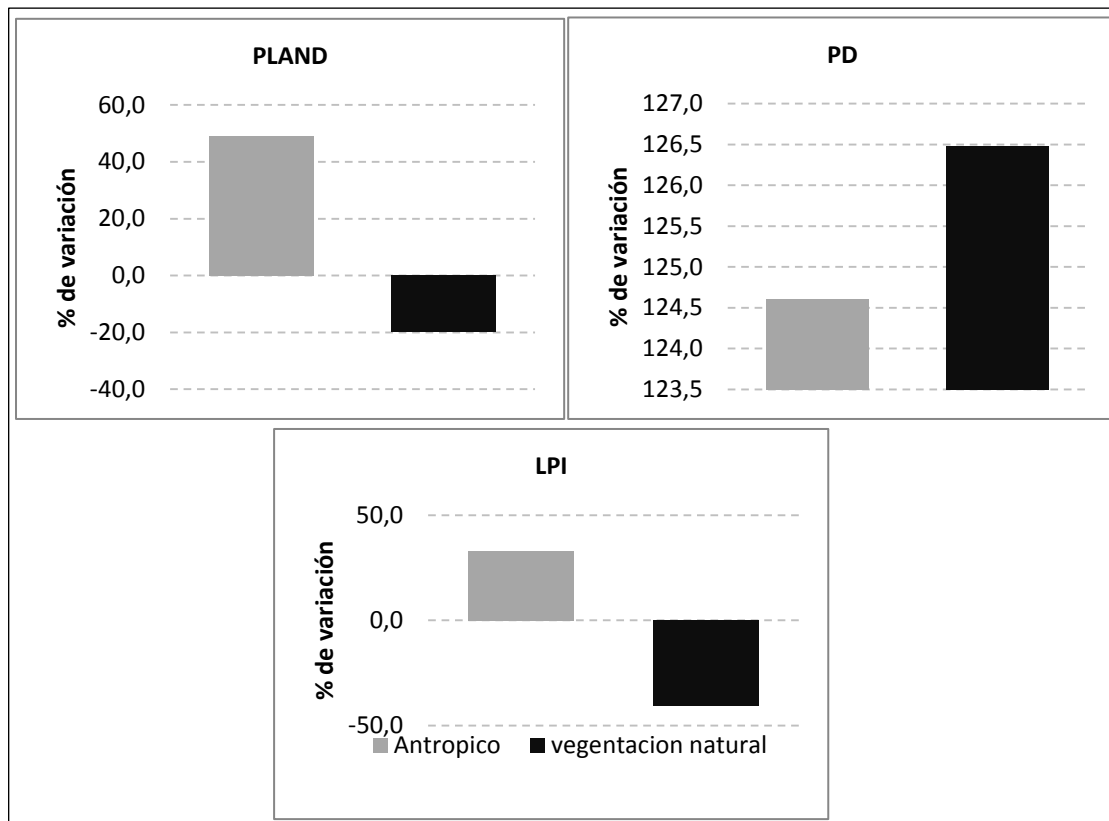
El índice de dimensión del patch más grande (LPI) muestra un aumento para las clases antrópicas (agrícola y artificial), con un 14% y 19% respectivamente, traduciendo procesos de agregación espacial de los espacios agrícolas y urbanos. Para el caso de la vegetación arbustiva, este índice alcanza un 30% de disminución, mostrando que estos espacios se están reduciendo y desagregando. Este índice LPI, en relación con el índice PD, refleja la presión que existe sobre la vegetación arbustiva. Como sólo el 9,4% del total de este tipo de vegetación se encuentra bajo alguna categoría de protección, se expone a sufrir mayores degradaciones en el futuro, con consecuencias para la estabilidad de los ecosistemas de la región y la conectividad del corredor forestal (Figura 11).



**Figura 11: Evolución del índice LPI entre 1986 y 2014 para cada tipo de ocupación de suelo.**

Fuente: Elaboración de los Autores

Estos resultados nos indican que los espacios agrícolas y urbanos se están expandiendo, consolidando áreas más compactas. Al contrario, la vegetación natural con bosque y arbustos ha disminuido de casi un 20%, su fragmentación ha logrado un aumento del 126% y su parche de superficie mayor ha disminuido hasta un 40% (Figura 12). La vegetación arbustiva en particular está sometida a degradaciones fuertes y sus características de alto endemismo y de baja densidad de especie vuelven a esta cobertura un carácter muy frágil.



**Figura 12: Variación de los índices de fragmentación para ocupación de suelo antrópico y de vegetación natural entre 1986 y 2014.**

Fuente: Elaboración de los Autores



## Conclusión y consideraciones finales

A pesar de las altas presiones antrópicas, especialmente agrícola y urbana, las Áreas Naturales Protegidas en el valle central de México manifiestan una escasa transformación de ocupación de suelo. No obstante, las áreas intersticiales que son parte de un sistema mayor y complejo que conecta estas áreas protegidas, han experimentado durante los últimos treinta años un alta pérdida de vegetación natural. La fragmentación afecta en particular la vegetación arbustiva y el bosque caducifolio que forman el corredor forestal de esta zona. La degradación de estos ecosistemas naturales intermedios entre las Áreas Naturales Protegidas podría además afectar los servicios ecosistémicos (regulación climática, recarga de acuíferos y hábitat para las especies nativas) que ellos proveen a la más poblada región de México.

Los cambios de uso de suelo en los últimos treinta años muestran que no han sido efectivas las políticas de preservación en las Áreas Naturales Protegidas. Por tanto es imperativo el diseño de políticas públicas que preservan los ecosistemas dentro del corredor forestal, y en particular la vegetación arbustiva y caducifolia que está sometida a un fuerte proceso de degradación y de fragmentación.

Proteger estos ecosistemas naturales para un corredor biológico en esta región del Valle central aparece como un desafío para las autoridades mexicanas que necesitara integrar la participación efectiva de las comunidades locales, movilizandoo herramientas y mecanismos de conservación que integre protección de ecosistemas y explotación de recursos naturales. Herramientas tales como el pago por servicios ambientales son una vía complementaria de conservación existentes en México, la cual es moviliza para dialogar entre, conservación de ecosistemas, desarrollo y pobreza.

## Referencias bibliográficas

A. Botequila, J. Miller, K. Mcgarigal (2006), *Measuring Landscapes: A Planner's Handbook*, Washington, DC: Island Press pp. 272.

A. Challenger, J. Soberón. (2008), *Los ecosistemas terrestres, En capital natural México. Volumen N° 1: Concomimiento actual de la biodiversidad*. CONABIO, México, pp 87-108.

A. Debray (2011), “La notion de réseau écologique en France : construction scientifique, appropriation par les politiques publiques et traduction territoriale”. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement. Débats et Perspective*. [URL : <http://vertigo.revues.org/10687> ; DOI : 10.4000/vertigo.10687: 01 marzo 2014.]

A. F. Bennett (1990). “*Habitat corridors: Their role in wildlife management and conservation*”. Edité par Arthur Rylah. Depart. Conservation and Environment Melbourne, pp. 36

A. G. Bunn, D. L. Urban, T. H. Keitt (2000) “Landscape Connectivity: A Conservation Application of Graph Theory”, *Journal of Environmental Management*, 59 (4) pp. 265–278.

A. K. With, O. T. Crist (1995). “Critical Thresholds in species responses to landscape structure” *Ecology Ecological Society of America*, 76 (8) pp. 2446-2459.

A. Villanueva, J. Imbernon (2013). “Réalité et contraintes d'un corridor biologique dans la zone central du Mexique”. *Bois et foret des tropiques*. 318 (4) pp. 41-50.

C. Blanc-Pamard, H. Rakoto Ramiarantsoa (2008) “La gestion contractualisée des forêts en pays betsileo et tanala (Madagascar) ”. *Cybergeo : European Journal of Geography* [<http://cybergeo.revues.org/19323> ; DOI : 10.4000/cybergeo.19323: 10 de mayo 2014] 426.

C. Troll, 1939. “Luftbildplan und ökologischeBodenforschung. – Zeitschrift der Gesellschaft”, *Für Erdkunde*, Berlin, 7/8, pp. 297-311.

CCMSS (Consejo civil mexicano para la silvicultura sostenible A.C) (2008), *Estudio de las condiciones Territoriales y su percepción del Parque Nacional Iztaccihuatl-Popocatepetl, Zoquiapan y Anexas*. México DF, pp. 74.

CONAP, 2013. Presentación del proyecto Conectividad y Servicios Ambientales del Eje Neo Volcánico. México DF, México.

D.P. Roy, M.A. Wulder, T.R. Loveland, Woodcock C.E., R.G. Allen, M.C. Anderson, D. Helder, J.R. Irons, D.M. Johnson, R. Kennedy, T.A. Scambos, C.B. Schaaf, J.R. Schott, Y. Sheng, E.F. Vermote, A.S. Belward, R. Bindschadler, W.B. Cohen, F. Gao, J.D. Hipple, P. Hostert, J. Huntington, C.O. Justice, A. Kilic, V. Kovalsky, Z.P. Lee, L. Lyburner, J.G.

- Masek, J. McCorkel, Y. Shuai, R. Trezza, J. Vogelmann, R.H. Wynne, Z. Zhu (2014) "Landsat-8: Science and product vision for terrestrial global change research", *Remote Sensing of Environment*, Volume 145, pp. 154-172.
- E. Chuvieco (1996): *Fundamentos de Teledetección espacial*. Ed. Rialp, Madrid. pp.568.
- F. Bennet, K. Henein, G. Merriam (1994) "Corridor use and the elements of corridor quality: chipmunks and fecerows in a farmland mosaic". *Biological conservation*, 68, pp. 155-165.
- F. Bonn, G. Rochon (1993), *Précis de télédétection. Volume.1 principes et méthodes*, presses de l'Université du Québec/AUPELF, pp. 485
- F. Burel, J. Baurdry (1999) *Écologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. Paris: Thechnique et Documentation, pp.359.
- Ferdinand Bonn, Guy Rochon (1992). *Précis de Télédétection. Volume N° 1: Principes et méthodes*. Presses de l'université de Québec. pp. 484.
- F. Miranda, E. Hernández Xolocotzi, (1963) *Los Tipos de Vegetación de México Y Su Clasificación*. Colegio de Postgraduados, Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos pp. 176.
- F. Ramade (2005) *Éléments d'Écologie. Écologie appliquée*. 6° édition. Paris, France. pp. 824.
- G. Chander, L. Markham, D. Helder (2009). "Summary of current radiometric calibration coefficients for landsat Mss, TM, ETM+ and EO-1 ALI sensors". *Remote Sensing of Environment*. Volumen N° 113. pp. 893-903.
- H. Decamps, O. Decamps (2007), "Organisation de l'espace et processus écologiques". *Économie rurale* pp. 297-298.
- H. Puig (2001), "Diversité spécifique et déforestation: L'exemple des forets tropicales humides du Mexique". *Bois et Forets des Tropiques*, 55 (268) pp. 41-56.
- I.L. Castillejo-González, J.M. Medina Guerrero, A. García-Ferrer Porras, F.J. Mesas-Carrascosa, y M. Sánchez de la Orden,(2010), "Utilización de imágenes de satélite de alta resolución espacial en la determinación de la fracción de cabida cubierta en sistemas adeshados". En: Ojeda, J., Pita, M.F. y Vallejo, I. (Eds.), *Tecnologías de la Información Geográfica: La Información Geográfica al servicio de los ciudadanos*. Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Sevilla. Sevilla. pp. 62-71.
- I. Olmstead, y R.D. García. (1997), Distribution and ecology of low freshwater coastal forests in the Yucatán Peninsula, Mexico, en A.D. Laderman (ed.), *Coastally restricted forests*. Oxford University Press, Nueva York. pp. 237-256.

- I.R. Joughin, D.B. Percival, Winebrenner D.P. (1993), "Maximum Likelihood estimation of distribution parameters for SAR data", *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, volume N° 31 (5), pp. 989-999.
- James B. Campbell, Randolph H. Wynne (2011). *Introduction to Remote Sensing, 5<sup>a</sup> edition*. Editorial The Guilford Press, .New York. pp. 667.
- J. F. Mas, A. Velázquez, J. L. Palacio-Prieto, G. Bocco (2003), "Cartographie et Inventaire Forestier Au Mexique". *Bois et Forêts Des Tropiques*, 275 (1) pp. 5-15.
- J. Imbernon, J. Villacorta, C. Zelaya, A. Valle (2005). "Fragmentación y conectividad del bosque en el Salvador, aplicación al corredor Biológico Mesoamericano", *Bois et Forêts des Tropiques*, pp. 15-28.
- J.L. Gil, E.B. Garcia, D.R. Ponvert-Delisle, R. Sánchez, M. B. Vega (2003), "Enfoques para la clasificación digital de imágenes mono y multispectrales y su implementación en el software cubano TN Estudio V2.0", *Revista de teledetección, Volumen N° 20*, pp. 35-52.
- J. Last, J. Thouless (1971). "Percolation Theory and Electrical Conductivity. Physical Review Letters", *The American Physical Society*, pp. 1719-1721.
- Jorge Lira Chávez (2010) *Tratamiento digital de imágenes multispectrales*, Universidad Nacional Autónoma de México. Segunda edición pp. 618.
- Joughin, I. R., D. B. Percival, et al. (1993). "Maximum-Likelihood-Estimation of K-Distribution Parameters for Sar Data" *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, volume 31(5), pp. 989-999.
- Juliane Huth, Claudia Kuenzer, Thilo Wehrmann, Steffen Gebhardt, Vo Quoc Tuan, and Stefan Dech (2012), "Remote sensing Land Cover and Land Use Classification with TWOPAC: towards Automated Processing for Pixel- and Object", *Based Image Classificatio*, volume 4, pp. 2530-2553.
- K. Mcgarigal, S. A. Cushman (2002), *The Gradient Concept of Landscape Structure: Or, Why Are There So Many Patches*, Department of Natural Resources Conservation University of Massachusetts, Amherst, pp. 44.
- L. Arriaga Cabrera et al. (2009) *Regiones prioritarias y planeación para la conservación de la biodiversidad, en Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 433-457.
- L. Brenner (2006), "Áreas Naturales Protegidas y Ecoturismo: El caso de la Reserva de la Biosfera Mariposas Monarca, México. Relaciones". *Colegio de Michoacán XXVII* (105), pp. 237-265

- M. A. Hernández, D. Granados, (2006) "El Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl-Zoquiapan y el impacto ecológico-social de su deterioro", *Revista Chapingo. Seriecenciasforestales y delambiente*, 12 (2) pp. 101–109.
- M.C Girard, M. Girard (1999), *Traitement des données de télédétection*, Dunod, Paris, pp. 529.
- M. F. Makhdoum (2008) "Landscape Ecology or Environmental Studies (Land Ecology) European versus Anglo-Saxon Schools of Thought.J. Int." *Environmental Application & Science*, 3 (3) pp. 147–160.
- Michel Claude Girard, Colette Girard (1999). *Traitement des données de télédétection*, DUNOD, Paris. pp.529.
- M. Pérez-Rea, J. Horta-Rangel, C. S. López-Cajún, T. López-Lara, J. B. Hernández-Zaragoza, V. M. Castaño (2000) "Modelo Híbrido de Percolación y Elemento Finito Para El Análisis Micromecánico de Suelos". *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 26 (2) pp. 335–346.
- M. Vrettas, D. Cornford, L. Bastin, X. Pons, E. Sevillano, G. More, P. Serra and M. Ninyerola, (2013), *Remote Sensing Classification Uncertainty: Validating Probabilistic Pixel Level Classification*. Presented at the EGU conference.
- N. Myers, A. Russell, C. G. Mittermeier, G. Mittermeier, A. B. Da Fonseca, J. Kent (2000) "Biodiversity hotspots for conservation priorities", *Nature* pp. 853-858.
- P. Clergeau, G. Desire (1999) "Biodiversité, paysage et aménagement: Du corridor à la zone de connexion biologique". *Mappemonde*, 55, pp. 19-23.
- R. Dajoz (1996), *Précis d'écologie*, 6<sup>o</sup> Edition Dunod. Paris, pp. 551.
- R. Forman (1995), "Some General Principles of Landscape and Regional Ecology", *Landscape Ecology*, 10 (3) pp. 133–142.
- R. Haines-Young, D. R. Green, S. Cousins (1993), *Landscape ecology and Geographic information systems*. London: Taylor and Francis, pp. 298.
- R. M. Ayala y M. Menenti (2001), "Metodología para la búsqueda del mejor clasificador de imágenes de satélite. Teledetección", *Medio Ambiente y Cambio Global*, pp. 469-472.
- Russell G. Congalton (1991), "A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data". *Remote Sensing of Environment*, volume N° 37 pp. 35-46.
- Rozenstein Offer, Qin Zhihao, Derimian Yevgeny, Karnieli Arnon (2014), "Derivation of Land Surface Temperature for Landsat-8 TIRS Using a Split Window Algorithm" *Sensors*, volume N° 14(4), pp. 5768-5780.

S.Arenas, J.F. Haeger y D. Jordano (1998), “Aplicación de técnicas de teledetección y SIG sobre imágenes Quickbird para identificar y mapear individuos de peral silvestre (*Pyrus bourgeana*) en bosque esclerófilo mediterráneo”. *Revista de teledetección*, Volumen N° 35, pp. 55-71.

S. B. Amor, M. Bui, I. Lavalée (2006) *Complexité, percolation et optimisation stochastique. 7ème congrès de la Société Française de Recherche Opérationnelle et d’Aide à la Décision (ROADEF07)*. Lille, France.

SEMARNAT (2010), *Indicadores Básicos del Desempeño ambiental de México*, México DF, México, pp. 129

SEMARNAT.(2012) *Informe de la situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales*. México DF, México, pp. 382.

S. J. Vila, D. Varga Linde, I P. Llausàs, P. Ribas (2006), "Conceptos y Métodos Fundamentales En Ecología Del Paisaje(landscape Ecology). Una Interpretación Desde La Geografía", *Documents d'Analisi Geogràfica*, N° 48, pp. 151-166

Slim Saidi, Gustave Gintzburger (2013), “A spatial desertification indicator for Mediterranean arid rangelands: a case study in Algeria”. *The rangeland Journal* Volume N° 35, pp. 47-62 .

S. Maass, H. Regil, C. González, G. Nava (2006), "Cambios de uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Nevado de Toluca, México, en el periodo 1972-2000". *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, N°61 pp. 38–57.

Valerie Thomas, Paul Treitz, Dennis Jelinski, Jhon Miller, Peter Lafleur, J.Harry McCaughey (2002), “Classification of a northern peatland complex using spectral and plant community data”. *Remote sensing of Environment* Volume N° 84 pp. 83-99.

Wardlow Brian D., Egbert Stephen L., Kastens Jude H. (2007). “Analysis of time-series MODIS 250 m vegetation index data for Crop Classification in the U.S. Central Great Plains”, *Remote Sensing of Environment*, volume N° 108:3, pp. 290-310.

Y.S.S. Barima, N. Barbier, I. Bamba, D. Traore, J. Lejoly, J. Bogaert (2009). “Dynamique paysagère en milieu de transition forêt-savane ivoirienne”. *Bois et forêt des tropiques*: N° 299 Télétection et espaces forestiers. volumen 1. pp. 16-25.