

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CHIHUAHUA

FACULTAD DE ZOOTECNIA Y ECOLOGÍA

SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO



**DINÁMICA ESPACIO-TEMPORAL DEL USO DEL SUELO:
IMPLICACIONES ECOLÓGICAS POR CONSTRUCCIÓN DEL
GASODUCTO EL ENCINO-TOPOLOBAMPO EN BOSQUES
TEMPLADOS DE CHIHUAHUA, MÉXICO**

POR:

ARQ. ADALIZ CATALINA MARTÍNEZ HERNÁNDEZ

TESIS PRESENTADA COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRÍA PROFESIONAL EN ECOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE

CHIHUAHUA, CHIH., MÉXICO

MAYO DE 2021



Dinámica espacio-temporal del uso del suelo: implicaciones ecológicas por construcción del gasoducto el Encino-Topolobampo en bosques templados de Chihuahua, México. Tesis presentada por Adaliz Catalina Martínez Hernández como requisito parcial para obtener el grado de Maestría Profesional en Ecología y Medioambiente, ha sido aprobado y aceptada por:

Ph.D. Carlos Ortega Ochoa
Director de la Facultad de Zootecnia y Ecología

D.Ph. Agustín Corral Luna
Secretario de Investigación y Posgrado

Ph.D. Iván Adrián García Galicia
Coordinador Académico

D.Ph. Alfredo Pinedo Álvarez
Presidente

27 Mayo 2021

Fecha

Comité:
Dra. Nathalie Socorro Hernández
Quiroz
Dr. Eduardo Santellano Estrada
Ph.D. Federico Villarreal Guerrero

© Derechos Reservados
AUTOR. ADALIZ CATALINA
MARTÍNEZ HERNÁNDEZ
DIRECCIÓN: PERIFÉRICO
FRANCISCO R. ALMADA KM. 1,
CHIHUAHUA, CHIH., MÉXICO
C.P. 31453

MAYO 2021

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Autónoma de Chihuahua y a la Facultad de Zootecnia y Ecología, por aceptarme como alumna, aun cuando venía de otra institución y formación académica y permitirme desarrollarme ampliamente.

A CONACYT quien me apoyo puntualmente con una beca para el desarrollo de mi investigación.

Al núcleo académico básico de la Maestría de Ecología y Medio Ambiente, los cuales son miembros o colaboradores del Cuerpo Académico CA-16: Recursos Naturales y Ecología, por sus enseñanzas, guía y motivación en cada una de las clases, las cuales disfrute y me brindaron conocimientos muy valiosos.

A cada uno de los integrantes de mi comité de grado, por su disponibilidad siempre, por brindarme su apoyo, consejos y enseñanzas.

A mis padres y hermanos, por ser siempre mi fuente de amor, apoyo y ejemplo.

DEDICATORIA

A mis padres Josefina Hernández Salcedo y José Martínez carrera, por su amor, confianza y ayuda incondicional.

A mis hermanos Osvaldo Daniel, Roberto Alejandro y José Alfonso por su influencia y orientación desde pequeña.

A mi familia, amigos, entrenador y profesores en general por lo que han aportado cada uno a mi crecimiento personal y profesional.

A Geovanni Hernández, por hacer más feliz mi vida.

CURRICULUM VITAE

El autor nació el 12 de enero de 1991 en Chihuahua, Chihuahua, México.

2008 - 2013	Estudios de Licenciatura en Arquitectura en el Instituto Tecnológico de Chihuahua II.
Mayo, 2012 - Mayo, 2013	Dibujante de proyectos ejecutivos en 2AM Arquitectos Morales, en Chihuahua, Chihuahua.
Junio – Julio, 2013	Dibujante en la empresa GDI- Grupo Desarrollo Infraestructura S.A. de C.V., en el proyecto Gasoducto Tarahumara, Cd. Juárez-Chihuahua, en Chihuahua Chihuahua.
Sept., 2013 – Agosto, 2018	Diseñador de tubería en la empresa Saipem Services Mexico S.A. de C.V., en el proyecto Gasoducto El Encino-Topolobampo, en Chihuahua, Chihuahua y los Mochis, Sinaloa.
2019 - Actualidad	Estudios de Maestría en Ecología y Medio Ambiente en la Facultad de Zootecnia y Ecología.

RESUMEN

**DINÁMICA ESPACIO-TEMPORAL DEL USO DEL SUELO: IMPLICACIONES
ECOLÓGICAS POR CONSTRUCCIÓN DEL GASODUCTO EL ENCINO-
TOPOLOBAMPO EN BOSQUES TEMPLADOS DE CHIHUAHUA, MÉXICO**

POR:

ARQ. ADALIZ CATALINA MARTÍNEZ HERNÁNDEZ

Maestría en Ecología y Medio Ambiente

Secretaría de Investigación y Posgrado

Facultad de Zootecnia y Ecología

Universidad Autónoma de Chihuahua

Presidente: D. Ph. Alfredo Pinedo Álvarez

El crecimiento urbano ha impulsado la expansión de la infraestructura con la finalidad de satisfacer necesidades y mejorar las condiciones de vida. Sin embargo, este desarrollo, en ocasiones ha conllevado a una grave alteración y degradación de los ecosistemas, cambiando el uso de suelo y provocando pérdida de biodiversidad. El propósito de esta investigación fue evaluar el nivel de fragmentación (a través de diferentes métricas) y el nivel de disturbio forestal (derivado de una combinación de la transformación Tasseled Cap) producidos por el cambio de uso de suelo de los bosques templados de Chihuahua; área de influencia del gasoducto El Encino- Topolobampo, en los años 2014 y 2019 (antes y después de la construcción).

Para cumplir con lo anterior, se analizaron imágenes del satélite Landsat OLI8 con sistemas de información geográfica. La evaluación de la precisión de

las clasificaciones se realizó con el índice Kappa. Se obtuvo que, en el año 2019, respecto al año 2014, las superficies de las clases de bosques de pino-encino y selva baja caducifolia disminuyeron 4.47 % y 0.39 %, mientras áreas abiertas y vegetación secundaria arbustiva de pino-encino aumentaron 1.76 % y 3.09 %, respectivamente. Asimismo, se observó un proceso de fragmentación avanzado y un aumento de disturbio para los bosques de pino-encino. Los análisis mostraron que los bosques templados son ecosistemas susceptibles a la construcción de un gasoducto, y muestran ser métodos valiosos para la evaluación de los impactos producidos por proyectos de infraestructura.

Palabras clave: Cambio de uso de suelo, bosques templados, Landsat, fragmentación, métricas de fragmentación, índice disturbio, transformación Tasseled Cap.

ABSTRACT

SPACE-TEMPORARY DYNAMICS OF LAND USE: ECOLOGICAL IMPLICATIONS BY CONSTRUCTION OF THE EL ENCINO-TOPOLOBAMPO GAS PIPELINE IN TEMPERATE FORESTS OF CHIHUAHUA, MEXICO

BY:

ADALIZ CATALINA MARTÍNEZ HERNÁNDEZ

Urban growth has driven the expansion of infrastructure in order to meet needs and improve living conditions. However, this development has sometimes led to a serious alteration and degradation of ecosystems, changing land use and causing loss of biodiversity. The purpose of this research was to evaluate the fragmentation level (through different metrics) and the level of forest disturbance (derived from a combination of Tasseled Cap transformation) produced by the change in land use in temperate forests of Chihuahua; area of influence of the El Encino-Topolobampo pipeline, in 2014 and 2019 (before and after construction).

To comply with the above, images from the Landsat OLI8 satellite were analyzed with geographic information systems. The evaluation of the precision of the classifications was carried out with the Kappa index. It was obtained that in 2019, compared to 2014, the surfaces of the pine-oak and low-deciduous forest classes decreased 4.47 % and 0.39 %, while open areas and secondary shrubby pine-oak vegetation increased 1.76 % and 3.09 %, respectively. Likewise, a more advanced fragmentation process is carried out and an increase in disturbance for the pine-oak forests. The analysis shown that temperate forests are ecosystems susceptible to the construction of a pipeline, and they show to be valuable methods for evaluating the impacts produced by infrastructure projects.

Keywords: Land use change, temperate forests, Landsat, fragmentation, fragmentation metrics, disturbance index, Tasseled Cap transformation.

CONTENIDO

	Página
RESUMEN	vi
ABSTRACT.....	viii
LISTA DE CUADROS.....	xii
LISTA DE GRÁFICAS.....	xiii
LISTA DE FIGURAS.....	xiv
INTRODUCCIÓN.....	1
REVISIÓN DE LITERATURA.....	4
Cambio de Uso de Suelo.....	4
Análisis del Cambio de Uso de Suelo con Sensores Remotos.....	5
Fragmentación del Hábitat	6
Métricas de Fragmentación.....	8
Índice de Disturbio.....	10
Gasoducto El Encino – Topolobampo	11
MATERIALES Y METODOS.....	15
Localización del Área de Estudio.....	15
Descripción del Área de Estudio.....	17
Fisiografía.....	17
Clima.....	17
Geología.....	18
Edafología.....	18
Hidrología.....	18

Uso de suelo y vegetación.....	18
Obtención de la Información.....	19
Edición de la Información.....	19
Corrección radiométrica y atmosférica.....	19
Clasificación de Uso de Suelo y Vegetación.....	22
Evaluación de la Precisión de la Clasificación.....	23
Análisis del Cambio de Uso de Suelo.....	24
Matriz de tabulación cruzada.....	24
Análisis de la Fragmentación del Hábitat.....	26
Índice de Disturbio.....	28
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	31
Clasificación de Uso de Suelo 2014 y 2019.....	31
Evaluación de la Precisión de la Clasificación.....	32
Análisis del Cambio de Uso de Suelo 2014 y 2019.....	36
Análisis de Fragmentación.....	45
Índice de Disturbio.....	50
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	57
LITERATURA CITADA.....	59

LISTA DE CUADROS

Cuadro		Página
1	Características de las imágenes satelitales	20
2	Matriz general de tabulación cruzada para comparar dos clasificaciones de tiempos diferentes.....	25
3	Parámetros para la transformación Tasseled Cap a imágenes satelitales Landsat 8 (OLI).....	29
4	Clases de uso de suelo para los años 2014 y 2019.....	33
5	Matriz de error para el año 2014.....	37
6	Matriz de error para el año 2019.....	38
7	Índice de concordancia Kappa para las clasificaciones de los años 2014 y 2019.....	39
8	Matriz cruzada de cambio de uso de suelo de los años 2014 y 2019.	40
9	Métricas de fragmentación para la clase vegetación secundaria arbustiva de pino-encino en los años 2014 y 2019.....	47
10	Métricas de fragmentación para la clase bosques de pino-encino en los años 2014 y 2019.....	48
11	Métricas de fragmentación para la clase selva baja caducifolia en los años 2014 y 2019.....	49
12	Porcentajes de los niveles de Índice de Disturbio para los años 2014 y 2019.....	53
13	Cambios espaciales del Índice de Disturbio respecto los años 2014 y 2019.....	55

LISTA DE GRÁFICAS

Gráfica		Página
1	Porcentaje de conversión entre las diferentes clases respecto los años 2014 y 2019.....	42

LISTA DE FIGURAS

Figura		Página
1	Localización del área de estudio.....	16
2	Mapa de clasificación supervisada del área de estudio del año 2014.....	34
3	Mapa de clasificación supervisada del área de estudio del año 2019.....	35
4	Cambios espaciales de uso de suelo respecto los años 2014 y 2019.....	43
5	Niveles de Índice de Disturbio en los años 2014 y 2019.....	51
6	Cambios espaciales del Índice de Disturbio respecto los años 2014 y 2019.....	54

INTRODUCCIÓN

El cambio de uso de suelo se encuentra dentro de las alteraciones antropogénicas con mayor impacto ambiental sobre la superficie terrestre en todo el mundo. Afecta la biodiversidad, contribuye al cambio climático y al calentamiento global, además, es uno de los principales factores de la degradación del suelo. Lo anterior, trae como consecuencia impactos negativos en los servicios ecosistémicos (Lambin *et al.*, 2001). La remoción de la vegetación implica deforestación, que a su vez propicia un proceso de fragmentación del hábitat.

En cuanto a la pérdida de vegetación en México, según el análisis de la carta de uso del suelo y vegetación serie I (INEGI, 1997) y la serie IV (INEGI, 2009) y la incorporación de resultados del inventario nacional forestal del 2000, se observó que en el periodo de 1968 a 2007 hubo una superficie anual deforestada de 534,707 ha (Rosete *et al.*, 2014), estas cifras pueden variar según las fuentes y los autores.

Uno de los factores que propicia la degradación del suelo por el cambio de uso de suelo, es la dotación de la infraestructura a los poblados y regiones. Entre los años 2010 y 2016 la Sierra Tarahumara del estado de Chihuahua fue afectada por la intervención de distintas obras de infraestructura, destacando la construcción del Parque de Aventuras (teleférico y dos tirolesas), el aeropuerto regional Barrancas del Cobre, caminos y el gasoducto El Encino–Topolobampo, afectando diversos municipios de la Sierra Tarahumara (Guerrero, 2016).

Zárate (2012) realizó un estudio de evaluación de impacto ambiental en la región de la Sierra Tarahumara, Chihuahua, en el cual se desarrolló un análisis multitemporal (1974, 1983 y 1993) sobre las tendencias de cambio del uso de suelo en la región. En este estudio el autor concluyó que los impactos de las actividades humanas, han provocado alteraciones en la condiciones y abundancia de los recursos naturales, causando perturbaciones en la formación de suelo, fragmentación de hábitats y la erosión del suelo.

El aumento de la instalación de gasoductos en México se da a raíz de la Estrategia Nacional de Energía 2013-2027 (SENER, 2013), específicamente, dentro de la línea de acción de incrementar la red de gasoductos para ampliar la cobertura regional, y de esta manera favorecer el desarrollo económico y social del país. Para extender el Sistema Integral Norte-Noroeste de gasoductos se inició la construcción del gasoducto El Encino-Topolobampo en el año 2013 y concluyó en el año 2018, pasando por los territorios de los estados de Chihuahua y Sinaloa.

Sin embargo, a pesar de los beneficios que la construcción de gasoductos provee a la población, también ocasionan impactos negativos. Uno de los mayores impactos ambientales producidos por la construcción de un gasoducto es la remoción de extensas áreas de suelo superficial y vegetación (Kowaljaw y Rostagno, 2008).

Específicamente la remoción de la cobertura vegetal y del suelo superficial en el derecho de vía de los gasoductos disminuye los contenidos de nutrientes y origina la degradación de las propiedades del suelo, perturbando la capacidad productiva de los mismos y la restauración de la vegetación (Woodward, 1996).

Los datos de sensores remotos como las imágenes de satélite, son empleados para evaluar los disturbios ocasionados por actividades antrópicas en recursos naturales. Asimismo, al estar asociados con los sistemas de información geográfica, en conjunto son una herramienta útil que permiten llevar acabo análisis complejos de los ecosistemas. En este sentido, debido a que se desconoce la verdadera magnitud de la fragmentación y el disturbio forestal propiciados por el cambio de uso de suelo en la zona de influencia del gasoducto El Encino-Topolobampo, el objetivo general de la presente investigación fue: evaluar el cambio de uso de suelo, fragmentación del hábitat, así como el disturbio forestal, en un área circundante de 10 km del eje del gasoducto El Encino-Topolobampo en bosques templados del Estado de Chihuahua, en un periodo de 2014 a 2019. Mientras que los objetivos específicos fueron: 1) determinar el cambio de uso de suelo del área de estudio en los años 2014 y 2019, 2) analizar los patrones de fragmentación, y disturbio forestal producidos por los procesos del cambio de uso de suelo y 3) generar mapas de los patrones espacio-temporales de los principales disturbios del área bajo estudio.

REVISIÓN DE LITERATURA

Cambio de Uso de Suelo

Las actividades humanas están alterando el medio ambiente en niveles sin precedentes. Una causa importante del cambio ambiental global es el cambio en la cobertura del suelo que se deriva de los usos humanos del suelo (Turner *et al.*, 1994). Dichos cambios de cobertura, se asocian a impactos ecológicos significativos en prácticamente todos los niveles. Localmente provocan la pérdida y degradación de suelos, modificaciones en el microclima y pérdida en la diversidad de especies; regionalmente perjudican el funcionamiento de cuencas hidrográficas y de asentamientos humanos; a nivel global, contribuyen a las emisiones de gases de efecto invernadero que dan por resultado el cambio climático global (Bocco *et al.*, 2001).

Heilig (1994) señala que una de las principales actividades humanas que provocan el cambio de uso de suelo es la agricultura. Sin embargo, hay otras actividades que modifican la cobertura terrestre. La alteración de terrenos naturales para la construcción de infraestructura representa solo una pequeña fracción del cambio de cobertura terrestre mundial; podría suponerse entonces, que la cantidad de tierra que utilizamos para la infraestructura es insignificante. No obstante, precisamente este tipo de uso de la tierra es de suma importancia para la alteración de la superficie del mundo, Heilig reitera que una pequeña intervención con menor pérdida de vegetación natural y vida animal (p. ej. la construcción de una carretera) es seguido por masivas alteraciones, a través de sucesivas exploraciones y extensiones.

La urbanización, afecta el cambio de uso de suelo en otros lugares a través de la transformación de enlaces urbano-rurales (Lambin *et al.*, 2001).

Análisis del Cambio de Uso de Suelo con Sensores Remotos

Lillesand *et al.* (2015) definen la teledetección como la ciencia de obtener información de un objeto bajo estudio a través de un dispositivo que no está en contacto con él, y explican que esta información puede ser recopilada remotamente por las distribuciones de la energía electromagnética. Dichos sensores de energía electromagnética que son operados aéreamente permiten el monitoreo y mapeo de los recursos terrestres, adquiriendo datos sobre cómo es emitida y reflejada la energía. Posteriormente esta información puede ser analizada en un sistema de información geográfica (SIG) y aplicada en un proceso de toma de decisiones.

El análisis de imágenes satelitales dentro de la teledetección es ampliamente utilizado sobre todo en la detección del cambio de uso de suelo, ya que permite conocer el estado del objeto de interés en diferentes tiempos. Para que la detección de cambio se ha confiable, en la adquisición de imágenes se debe tomar en cuenta lo siguiente: utilizar el mismo sensor, resolución espacial y fechas cercanas. Asimismo, es importante evaluar las características climáticas y atmosféricas de las imágenes (Lillesand *et al.*, 2015).

La clasificación de los diferentes tipos de coberturas terrestres con el uso de imágenes satelitales, se basa en clasificar automáticamente cada pixel de acuerdo en la respuesta espectral de reflectancia y emisividad que presente. Este proceso puede ser realizado mediante una clasificación supervisada, la cual exige como primer paso, crear muestras donde se conozca la identidad del pixel,

también llamadas “área de entrenamiento”, para reunir de esta manera, las diferentes firmas espectrales de las categorías analizadas. Posteriormente, cada pixel se compara con las características de respuesta espectral de las clases y se clasifica con la que tenga mayor concordancia. Para clasificar cada pixel se utiliza el método de máxima verosimilitud y se fundamenta en el análisis de la varianza y covarianza de la respuesta espectral de las categorías al encontrar la identidad de cada pixel (Lillesand *et al.*, 2015).

Aung *et al.* (2020) emplearon datos satelitales y la clasificación supervisada para modelar el cambio de uso de suelo y analizar los patrones de deforestación y reforestación a lo largo de oleoductos y gasoductos en China-Myanmar, antes y después de su construcción. Los autores concluyeron que el análisis de cambio de uso de suelo provee valiosa información sobre como los proyectos de infraestructura pueden producir cambios ambientales.

Fragmentación del Hábitat

La fragmentación es una modificación en la organización y composición de los hábitats. Cambiando al hábitat, de ininterrumpido a un grupo de parches, llamados fragmentos, que quedan sumergidos en un hábitat muy diferente al original. Los hábitats fragmentados pueden formarse de forma natural, conformando entornos con distintas comunidades ecológicas. No obstante, la intervención humana sobre los recursos naturales, trae consigo un incremento en la fragmentación de los hábitats (García, 2011).

Santos y Tellería (2006) señalaron que, debido a la fragmentación y destrucción de un hábitat se produce un cambio progresivo en la configuración

del paisaje que se puede determinar a partir de algunos factores, que afectan la vida de las especies, como:

- Reducción de los hábitats, por lo tanto, una disminución de las poblaciones presentes.
- Reducción del tamaño medio de los fragmentos, así como un incremento en el número de estos. Disminuyendo así el tamaño de las poblaciones conservadas por cada fragmento.
- Aumento en la distancia entre los fragmentos, por lo tanto, se complican las relaciones entre los individuos de las poblaciones, así mismo se dificulta la capacidad de restauración del hábitat, por recolonización, influyendo en la posible extinción futura.
- Finalmente, incremento en la relación del perímetro con la superficie externa y, por lo tanto, un mayor contacto del hábitat fragmentado a diferentes interferencias de los hábitats circundantes, denominados como “matriz de hábitat”. Esto se manifiesta en un incremento del efecto de borde que da lugar a la disminución de la calidad del hábitat en retroceso, perjudicando a las poblaciones establecidas en los fragmentos.

La búsqueda de mejorar la gestión del paisaje en diferentes escalas espaciales y temporales, surge como respuesta a la preocupación por la pérdida de biodiversidad. El estudio de la ecología del paisaje permite comprender la estructura, función y cambio del paisaje (Forman y Godron, 1986; Urban *et al.*, 1987; Turner, 1989); por consiguiente, la ecología del paisaje, se centra en

estudiar las interacciones y patrones de los parches en un mosaico del paisaje y cómo cambian a través del tiempo.

Se ha comprobado que la fragmentación del hábitat contribuye a la pérdida de la biodiversidad local y mundial (Harris, 1984; Saunders *et al.*, 1991) por esta razón es importante la gestión completa del paisaje.

El paisaje se puede definir como un área que es conformado por un mosaico de parches o elementos que interactúan entre sí. Mientras que el parche, desde un punto de vista ecológico, puede ser entendido como un área con características ambientales relativamente homogéneas, y presentar diferencias de estas características con su entorno circundante, que puede afectar a los organismos presentes en el área (Mcgarigal y Marks, 1995).

Respecto a la estructura del paisaje, esta se refiere a las relaciones espaciales entre los parches, puede describirse de acuerdo a su composición o configuración. La composición del paisaje nos muestra la cantidad de cada tipo de parche, pero sin describir su acomodo espacial, esta característica puede ser importante en procesos ecológicos, por ejemplo, en contabilizar la cantidad total de hábitat para una especie en particular, pero no se especificaría como son las distancias entre los parches ni sus posiciones. Mientras que la configuración, nos permite conocer la distribución espacial de los parches dentro del paisaje, y con esta característica podemos conocer como es la dispersión y variabilidad ambiental dentro del paisaje (Mcgarigal y Marks, 1995).

Métricas de Fragmentación. Los objetos fundamentales del estudio de la ecología del paisaje es la estructura del paisaje (composición y configuración) y

los procesos ecológicos, por ello se desarrollaron métodos para cuantificar la estructura del paisaje (p. ej. Turner, 1990; Turner y Gardner, 1991).

Mcgarigal y Marks (1995) desarrollaron el programa FRAGSTARS para analizar los patrones espaciales y cuantificar la estructura del paisaje, en base a índices publicados con anterioridad. El programa cuantifica la extensión del área y la distribución espacial de parches dentro de un paisaje. Las estadísticas obtenidas a través de este programa, se calculan tanto para nivel de parche, clase y paisaje en general. La mayor parte de los índices o métricas de clase y paisaje se derivan de los índices de parches, por lo tanto, se podrían considerar inmersos dentro de estas primeras métricas. La diferencia entre los índices de clase y paisaje, radica en que las estadísticas de clases representan la distribución espacial y los patrones que adoptan cada tipo de parche dentro del paisaje; mientras que los índices de paisaje constituyen el patrón espacial de todos los tipos de parches en conjunto.

En consecuencia, muchas de las métricas a nivel de clase sugieren procesos de fragmentación para cada tipo de parche, y la mayoría de las métricas a nivel de paisaje, pueden ser más útiles para estimar o evaluar la heterogeneidad dentro del paisaje.

Por otro lado, Mcgarigal y Marks (1995) también mencionan que algunas de las métricas de clase, miden la composición del paisaje y otras la configuración del paisaje. La diferencia entre ambas se basa en que la composición del paisaje describe la variedad y abundancia de tipos de parches dentro del paisaje, pero no la ubicación de los parches dentro del paisaje; entretanto, la configuración del paisaje representa la distribución física de los parches dentro del paisaje.

FRAGSTARS cuantifica métricas de área, variabilidad (tamaño y densidad del parche), borde, forma, área central, vecino más cercano, diversidad y contagio e interposición.

Índice de Disturbio

Healey *et al.* (2005) desarrollaron a través de la transformación Tasseled Cap (TC), un índice de disturbio (ID) que combinaba los tres ejes de la transformación TC, el eje de brillo (“B” por su nombre en inglés Brightness) asociado con las reflectancias producidas por el suelo desnudo, el eje de verdor (“G” por su nombre en inglés Greenness) relacionado con las variaciones de la vegetación verde y el eje de humedad (“W” por su nombre en inglés Wetness) que distingue la humedad del suelo y cuerpos de agua. Este índice de disturbio permite acrecentar las diferencias de las firmas espectrales entre el bosque perturbado y no perturbado, combinando linealmente los tres índices o ejes de la transformación TC, mediante un proceso que re-escala los valores de B, G y W, para normalizar los valores de los píxeles y permitir su combinación algebraica. A través de este proceso, encontramos áreas con disturbios, donde se obtengan valores altos en B y bajos en G y W, es decir valores altos en el ID; mientras que los valores bajos en B y altos en G y W, mostraran valores bajos en el ID y evidenciaran áreas no perturbadas, es decir bosque sin cambios.

Las imágenes provenientes de la teledetección pueden “transformarse” para analizar mejor el objeto de interés, es decir se le pueden aplicar operaciones aritméticas a dos o más bandas de la imagen, para generar una nueva imagen (Mather, 2004). La transformación TC permite distinguir los cambios relevantes en la vegetación y fue desarrollada por Kauth y Thomas (1976), su nombre se

deriva de la distribución gráfica de los datos, parecida a un gorro con borla. Fue diseñada originalmente con datos de Landsat MSS para distinguir y evaluar las diferentes etapas de los cultivos agrícolas, a partir de un análisis de componentes principales que define un nuevo sistema de coordenadas, con nuevos ejes, de los cuales se derivan los ejes B, G Y W. Con estos ejes se representan más claramente el suelo y la vegetación. Posteriormente, se amplió el uso de esta transformación, teniendo mucha utilidad en estudios de detección de cambios en la vegetación.

Baig *et al.* (2014) observaron la necesidad de los investigadores de desarrollar nuevos coeficientes de la transformación TC aplicables para el sensor OLI Landsat 8 y se encargaron de definirlos continuando con la idea original propuesta por Kauth y Thomas en 1976. Con estos coeficientes es posible realizar la transformación TC y posteriormente obtener el índice de disturbio para imágenes del sensor OLI Landsat 8.

Gasoducto El Encino – Topolobampo

En los últimos años se ha observado un incremento de instalación de gasoductos en México, derivado de la Estrategia Nacional de Energía 2013-2027 (SENER, 2013). Esta estrategia surgió para favorecer el desarrollo económico y social del país, buscando mejorar la eficiencia energética e incrementar la infraestructura de producción de combustibles, generación de electricidad, así como de transporte y transmisión para ampliar la cobertura a todas las regiones, especialmente a las rurales y obtener tarifas de menor costo. Otras de las razones para impulsar el desarrollo de gasoductos ese momento, se debió a la reducción en los precios del gas natural que se presentaba en Estados Unidos,

además de la eficiencia que tienen las plantas generadoras de electricidad a base de gas natural respecto a las que emplean derivados del petróleo. Por lo anterior, dentro de la Estrategia Nacional de Energía se tuvo como línea de acción, ampliar la red de gasoductos de transporte, distribución y almacenamiento de gas natural, para satisfacer las demandas regionales e impulsar el desarrollo.

De acuerdo a la memoria técnico descriptiva del proyecto Gasoducto El Encino – Topolobampo (TGNN, 2015), disponible en la página de transparencia de la Secretaría de Energía de México, el proyecto radicó en construir un sistema de transporte de gas natural, a través de una tubería de 30” de diámetro y tuvo una longitud aproximada de 550 km, la vida útil del proyecto se calculó para 30 años. El gasoducto cuenta con dos estaciones de compresión y una estación de recepción y medición, 19 válvulas de seccionamiento y 3 estaciones de trampa de diablos. El desarrollador del proyecto fue la empresa Transportadora de Gas Natural del Noroeste, S. de R.L. de C.V. (TGNN). El gasoducto se localiza en los municipios de Chihuahua, Santa Isabel, Gran Morelos, Cuauhtémoc, Cusihuiriachi, Carichi, Bocoyna, Urique y Guazapares en el estado de Chihuahua. Y en los municipios de Choix, El Fuerte y Ahome en el estado de Sinaloa.

El área total requerida para la ejecución del proyecto que se contempló fue de 1,507.93 ha. De las cuales 559.96 ha fueron destinadas para las obras permanentes (derecho de vía, válvulas y estaciones) y 947.98 ha para las obras temporales (caminos, áreas adicionales, campamentos y áreas de acopio de tuberías).

El área de influencia del proyecto que se estableció con SEMARNAT, fue de 2.5 km por cada lado del eje del gasoducto, quedando una franja de 5 km de ancho total, en esta área se realizaron los estudios de los factores ambientales y sociales. Se aplicó una normatividad a nivel municipal, estatal y federal.

Conforme a la memoria técnica (TGNN, 2015) se justificó que la transportación del gas natural fuera a través de tubería, debido a que presenta menores peligros de accidentes de fugas, es un sistema ágil de distribución y hay mayores posibilidades de protección al medio ambiente.

Para la etapa de preparación del sitio, se realizó un rescate de especies de flora y fauna, levantamientos topográficos, limpieza y retiro de cubierta vegetal, movimiento de tierras y nivelación del terreno. Los métodos para el control de erosión consistirían en la revegetación natural y disposición de contracorrientes. En cuanto al mantenimiento del sistema de transporte de gas natural se llevaría a cabo un control de vegetación a lo largo del derecho de vía para facilitar el acceso de las cuadrillas de mantenimiento.

Algunos de los impactos ambientales identificados en la memoria técnica del proyecto El Gasoducto El Encino – Topolobampo, son: incremento en los niveles de disturbio ocasionados por el aumento de la presencia humana, decremento marginal de los patrones de cobertura de la vegetación, reducción de diversidad de la vegetación, alteración negativa y marginal de los patrones de abundancia y riqueza de la vegetación, disminución de los índices de diversidad, abundancia y riqueza de la fauna en el área de establecimiento del proyecto, afectación del hábitat por construcción de obras, alteración marginal a los patrones de movilidad de la fauna terrestre, disminución de los valores de la

calidad paisajística, incremento en la tendencia de afectación a la fragilidad del paisaje, afectación al paisaje por posibles explosiones y/o incendios y abandono de vías de acceso tradicionales a la red del sistema ambiental regional del proyecto, y apertura de nuevos caminos, debido a las necesidades de transporte de material y equipo para la construcción.

Respecto a las medidas para la prevención y mitigación de impactos, se establecieron las siguientes: se utilizaría vegetación cortada para cubrir el suelo en el área propensa a la erosión en la periferia del sitio de desarrollo, solo se construirían el mínimo de caminos nuevos requeridos para los accesos a las obras del proyecto, se prohibiría la circulación fuera de la pista o caminos preexistentes para evitar nuevos accesos, se ejecutaría un programa de rescate y reubicación de vegetación, se realizaría un programa de restauración al término de la vida útil del proyecto, se ejecutaría un programa de reforestación y compensación forestal, se realizaría un rescate y reubicación de especies de alto valor ecológico, se reforestarían zonas con individuos de especies afectadas, se ejecutaría un programa de rescate y reubicación de fauna, se ejecutaría un programa de rescate y reubicación de fauna y se realizaría la compensación ambiental que corresponda a través de un programa de reforestación.

Así mismo de acuerdo a la memoria técnica, se implementaría un plan de inversión y beneficio social, y conservación al medio ambiente, con un radio de influencia de alrededor 8 km por cada lado del eje del gasoducto.

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización del Área de Estudio

El estudio abarca la Sierra Tarahumara, específicamente en áreas de los municipios de Bocoyna (69.19 %), Urique (24.41 %), Guachochi (6.05 %) y Maguarichi (0.35 %) del Estado de Chihuahua. La ubicación geográfica se encuentra entre los paralelos 27° 56' 50.149" y 27° 24' 45.621" de latitud N y los meridianos 107° 58' 28.461" y 107° 26' 15.495" de longitud O (Figura 1). Comprende una superficie de 149,649.08 ha, alcanzando una altitud entre 822 y 2840 msnm. Cuenta con 525 localidades (INEGI, 2019) y una población total de 16,958 habitantes (CONABIO, 2014). Dentro del área se encuentran inmersos los poblados de Creel, San Rafael, Sisoguichi y Bocoyna.

Se seleccionó esta porción del tramo del gasoducto debido a que en ella se presenta vegetación de bosques templados, así como un segmento de selva baja caducifolia, ya que dichos ecosistemas forestales tienen un alto valor ecológico por ser grandes proveedores de servicios ambientales y reguladores de la temperatura global.

Una razón más de seleccionar esta zona de estudio, es derivada de los problemas sociales que presentó el proyecto del gasoducto, en la comunidad rarámuri Bosques de San Elías Repechique (Guerrero *et al.*, 2016). Dicha comunidad cuestionó las posibles afectaciones a su territorio debido al paso del gasoducto por sus tierras, entre otras cuestiones sociales y legales; por lo tanto, era importante evaluar mediante este estudio las posibles afectaciones, por lo menos en materia ambiental, influenciadas por el gasoducto.

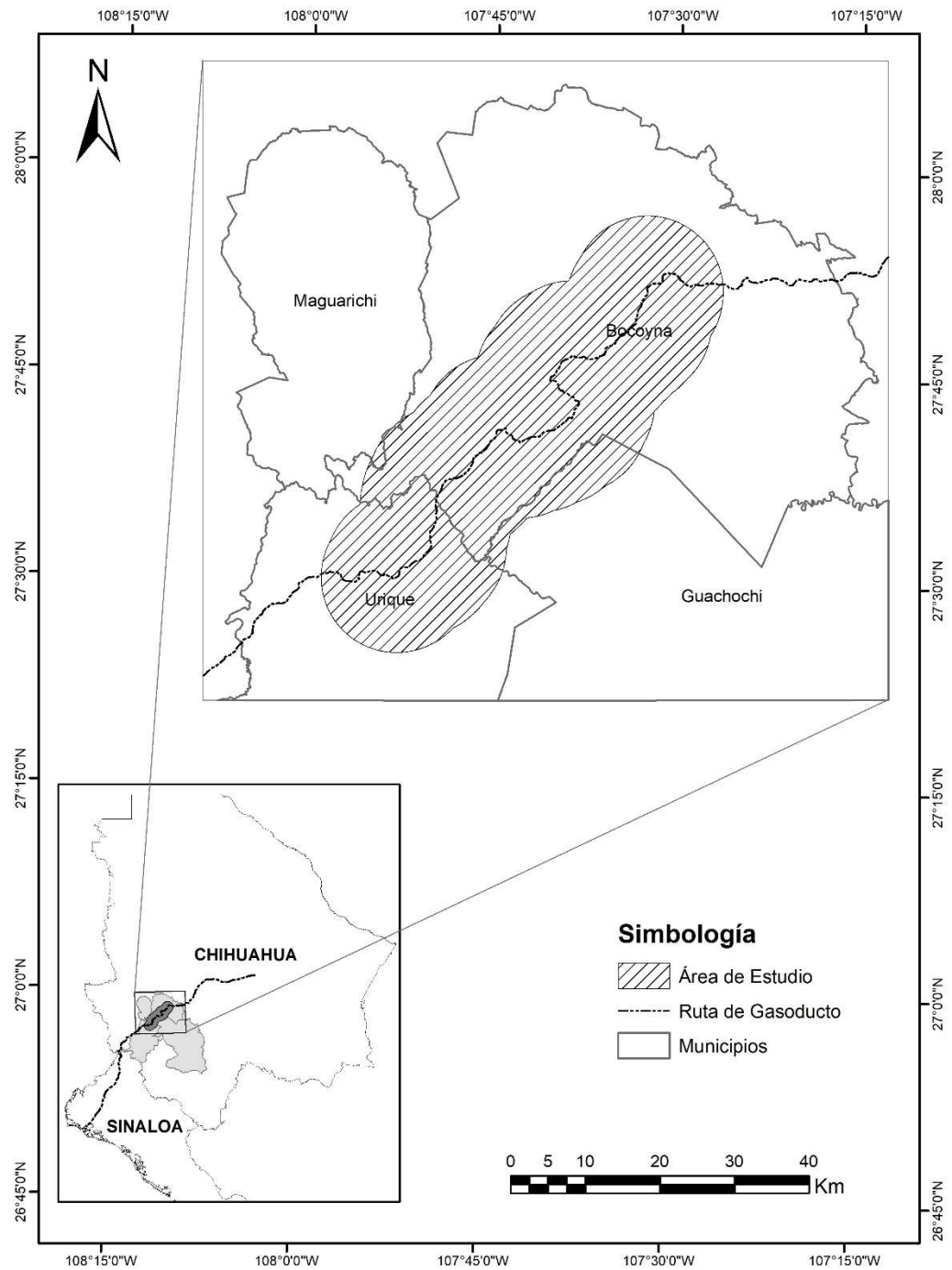


Figura 1. Localización del área de estudio

La elección de la distancia de los 10 km a cada lado del eje del gasoducto, para crear el área de influencia, se debió a la consideración del radio de 8 km del gasoducto que implementaría el plan de inversión de beneficio social y conservación al medio ambiente, así como también para analizar el tipo de vegetación selva baja caducifolia presente en el área de estudio, al sureste, y además tener un margen para evaluar la zona.

Descripción del Área de Estudio

Fisiografía. El área de estudio se encuentra en la Sierra Madre Occidental, comprende la subprovincia fisiográfica de Gran Meseta y Cañones Chihuahuenses, y topoformas como Sierra Alta con Cañones (24.81 %) y superficie de Gran Meseta con Cañadas (75.19 %) (INEGI, 2001).

Clima. Se encuentran 3 diferentes tipos de climas de acuerdo a la clasificación de Koppen modificada por García, escala 1:1000000 (García y CONABIO, 1998):

- Semifrío, subhúmedo con verano fresco largo, temperatura media anual entre 5°C y 12°C, temperatura del mes más frío entre -3°C y 18°C, temperatura del mes más caliente bajo 22°C (75.74 % del total de la superficie del estudio).
- Templado, subhúmedo, temperatura media anual entre 12°C y 18°C, temperatura del mes más frío entre -3°C y 18°C y temperatura del mes más caliente bajo 22°C (21.14 % del total de la superficie del estudio).

- Semicalido subhúmedo del grupo C, temperatura media anual mayor de 18°C, temperatura del mes más frío menor de 18°C, temperatura del mes más caliente mayor de 22°C (3.12 % del total de la superficie del estudio).

El rango de precipitación varía entre 600 – 1,200 mm (Vidal-Zepeda, 1990).

Geología. Se encuentran los siguientes tipos de roca: ígnea extrusiva: riolita-toba ácida (92.87 %), andesita (4.67 %), ígnea intrusiva: granodiorita (0.27 %) y suelo: aluvial (2.19 %) (INEGI, 1999).

Edafología. En cuanto al suelo dominante, se encuentra: Feozem, Fluvisol, Litosol, Planosol, Regosol, Vertisol, además dentro del área se ubica el Lago Arareco (0.03 %); cada tipo de edafología comprende los siguientes porcentajes en el área: 0.18 %, 1.05 %, 36.26 %, 7.38 %, 54.10 %, 1.01 % y 0.03 %, respectivamente (INEGI, 2001).

Hidrografía. Se ubica dentro de las regiones hidrológicas: Bravo Conchos (27.56 %) y Sinaloa (72.44 %). Cuencas: R. Conchos – P. de la Boquilla (27.56 %) y R. Fuerte (72.44 %). Específicamente en las subcuencas: R. Oteros (33.60 %), R. Urique (35.95 %), R. Tepochique (0.13 %), R. Septentrión (2.76 %) y R. Bocoyna (27.56 %) (INEGI, 2010).

Uso de suelo y vegetación. Los principales usos de suelo son: asentamientos humanos (0.04 %), bosque de encino (7.28 %), bosque de encino-pino (2.17 %), bosque de pino (70.73 %), bosque de pino-encino (1.72 %), cuerpo de agua (0.03 %), sin vegetación aparente (13.97 %), selva caducifolia (2.96 %), pastizal inducido (1.00 %) y zona urbana (0.09 %) (INEGI, 2013).

Obtención de la Información

Se emplearon 2 escenas del sensor Landsat OLI8 de los años 2014 y 2019 (ver características en Cuadro 1). Las imágenes fueron adquiridas a través del Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS por sus siglas en inglés) con el uso del portal EarthExplorer. Se encuentran en el Path 33 y Row 41, en la colección 1 Nivel 1 (las escenas Landsat con la más alta calidad de datos disponibles y se consideran adecuadas para el análisis de series temporales) con una resolución espacial de 30m y formato de salida GeoTIFF. El sistema de coordenadas que tienen es World Geodetic System (WGS) 84 y proyección Universal Transverse de Mercator (UTM).

Los criterios para la selección de los años de las imágenes satelitales fueron: el año más próximo antes del comienzo de la construcción del gasoducto (año 2014) y el año más lejano y accesible (año 2019) a la terminación del proyecto del gasoducto en el área de estudio.

Edición de la Información

Corrección radiométrica y atmosférica. Las moléculas y partículas presentes en la atmósfera causan dispersión de la radiación electromagnética percibida por los sensores cuando traspasa la atmósfera (Brizuela *et al.*, 2007).

Las imágenes deben ser corregidas para eliminar las distorsiones atmosféricas, las cuales provocan errores en los números digitales de los píxeles (ND); y también las perturbaciones radiométricas y geométricas que afecta el valor, localización y volumen de los objetos (Chuvieco, 1996). Para poder utilizar los datos de las imágenes multitemporales, se necesitan procedimientos de calibración y corrección de los datos de una manera eficiente (Chávez, 1996).

Cuadro 1. Características de las imágenes satelitales

Satélite	Sensor ID	Fecha de imagen	Características
Landsat 8	OLI_TIRS	22/04/2014	8 bandas espectrales, 30 metros de resolución, 1 banda pancromática 15 metros de resolución
Landsat 8	OLI_TIRS	06/05/2019	8 bandas espectrales, 30 metros de resolución, 1 banda pancromática 15 metros de resolución

Los ND son los valores de cada píxel que representan la cantidad de energía radiante captada por los sensores, los cuales son valores relativos no calibrados. Cuando se requiere comparar imágenes de diferentes fechas y ubicaciones, es necesario corregir los datos para que sean equiparables. Por lo tanto, los ND se convierten a valores de radiancia o reflectancia, ya que la reflectividad brinda valores que pueden ser comparables en diferentes fechas y localizaciones (Chuvieco, 1996).

La misma recomendación hace Lillesand *et al.* (2015) donde señalan que es preferible utilizar datos con correcciones de iluminación, efectos atmosféricos y transformar los ND en cantidades físicamente significativas como radiancias o reflectancias, para análisis multitemporales o detección de cambios.

Una de las correcciones atmosféricas es la sustracción de objeto oscuro (DOS, por sus siglas en inglés Dark object subtraction) (Chavez, 1988; Chavez, 1996), la cual explica que debido a la bruma atmosférica los ND incrementan sus valores en áreas de agua limpia y profunda, donde la reflectancia debe ser cero o nula, por lo tanto, este valor puede ser sustraído o restado de los píxeles de cada banda de la escena (Brizuela *et al.*, 2007; Lillesand *et al.*, 2015).

Asimismo, combinar o compensar la reflectividad aparente es otra corrección atmosférica, es decir en el techo de la atmósfera, también llamada TOA y la reflectividad de la superficie terrestre, para poder comparar imágenes en una serie temporal (Hantson *et al.*, 2011; Lillesand *et al.*, 2015).

La corrección DOS y la conversión de los ND a reflectancia TOA para las imágenes empleadas, se llevó a cabo con el software QGIS 3.0[®] y con ayuda del módulo Semi- Automatic Classification Plugin.

Clasificación de Uso de Suelo y Vegetación

La identificación de las diferentes clases de uso de suelo se consiguió a través de la composición de falso color de las imágenes de los años 2014 y 2019, la cual permitió distinguir con mayor facilidad las categorías más representativas. Las clases de usos de suelo identificadas y seleccionadas en el área de estudio fueron: áreas abiertas, bosques de pino-encino, selva baja caducifolia y vegetación secundaria arbustiva de pino-encino. Siendo validadas con la cartografía de Uso de Suelo y Vegetación Serie VI de INEGI. Posteriormente para generar las coberturas de los usos de suelo de los diferentes años se emplearon técnicas de clasificación supervisada, para ello se definieron áreas de entrenamiento, con el objetivo de determinar un conjunto de datos representativos y completos que describan el patrón de respuesta espectral de cada categoría; el proceso de las áreas de entrenamiento es fundamental debido a que determina la calidad de la clasificación final (Lillesand *et al.*, 2015). Para clasificar cada pixel en la clase de cobertura a la que más se asemejaba, se utilizó el método de máxima probabilidad o verosimilitud, el cual analiza la varianza y covarianza de los patrones de las firmas espectrales de cada categoría para clasificar los pixeles de identidad desconocida; siendo uno de los más desarrollados y evaluados en el campo de sensores remotos (Bolstad y Lillesand *et al.*, 1991; Read y Lam, 2002; Coppin *et al.*, 2004). La ecuación 1 presenta el método de clasificación:

$$gi(x) = \ln p(\omega_i) - \frac{1}{2} \ln |\Sigma_i| - \frac{1}{2} (x - m_i)^T \Sigma_i^{-1} (x - m_i) \quad (1)$$

donde: gi = clase, x = número de bandas, $p(\omega i)$ = probabilidad de que la clase ωi aparece en la imagen y es asumida por todas las clases, $|\Sigma i|$ = determinante de la matriz de covarianza, Σi^{-1} = matriz inversa, m_i = vector.

Evaluación de la Precisión de la Clasificación

Para medir la precisión de las clasificaciones de uso de suelo generadas se utilizó el Índice de Concordancia Kappa. El estadístico Kappa es usado para medir la concordancia entre matrices, mide la concordancia real entre una base “verdadera” y un clasificador automático, menos la concordancia al azar de la base “verdadera” y un clasificador aleatorio (Congalton y Mead, 1983).

Un valor cercano 0 para el Índice Kappa equivale a un acuerdo de azar, significaría una clasificación deficiente; mientras que un valor cercano a 1 es la concordancia perfecta o verdadera, es decir una clasificación muy buena (Rosenfield y Fitzpatrick-Lins, 1986).

De acuerdo a Lillesand *et al.* (2015), la fiabilidad global de la matriz de errores solo incorpora los datos de la diagonal y excluye los errores de omisión y comisión; mientras que el Índice de Concordancia Kappa incluye los datos fuera de la diagonal principal, debido a esto los autores recomiendan calcular y evaluar ambos valores.

La matriz de errores e Índice de Concordancia Kappa se obtuvieron con el módulo ERRMAT de las herramientas de IDRISI GIS Analysis del software TerrSet Geospatial Monitoring and Modeling System, mediante un muestreo aleatorio estratificado realizado en Google Earth.

Análisis del Cambio de Uso de Suelo

Matriz de tabulación cruzada. Para analizar los cambios netos entre las categorías de los años 2014 y 2019 se utilizó la matriz de tabulación cruzada, la cual también permitió evaluar las pérdidas, ganancias e intercambios en las cantidades de cada clase de uso de suelo entre un año y el otro.

La utilización de esta matriz es conveniente para el análisis de cambios de uso de suelo. Las diferencias de las áreas de cada categoría entre un año y el otro se conoce como cambio neto y muestra una modificación determinante en el paisaje, sin embargo, una carencia de cambio neto no revela precisamente una falta de variación en el paisaje. Debido a esto incluir el concepto de intercambio es importante para el análisis de cambio de uso de suelo, ya que permite conocer las pérdidas y ganancias brutas entre categorías. Si solo se analizan los cambios netos se puede minimizar o subvalorar la modificación real del paisaje. Para analizar esta alteración se deben tomar en cuenta las persistencias de las cantidades de cada categoría, que sería la información diagonal en la tabla, estas áreas son las que nos brindan una representación de la composición del paisaje. Estas persistencias nos permiten calcular las ganancias y pérdidas entre las clases de uso de suelo (Pontius *et. al.*, 2004).

Se empleó el formato, que señalan Pontius *et. al.* (2004) como la matriz tradicional de tabulación cruzada o matriz de transición (Cuadro 2).

Para realizar el procesamiento de la información de las clases de uso de suelo y ordenarla según dispone el formato de la matriz de tabulación cruzada, se utilizó el software ArcMap 10.5®, así se obtuvieron las intersecciones de las áreas de cada categoría de los dos años y su código para ingresarlas a la tabla.

Cuadro 2. Matriz general de tabulación cruzada para comparar dos clasificaciones de tiempos diferentes

	Tiempo 2 (Año 2019)				Total Tiempo 1 (ha)	Pérdida (ha)
	AA ^a	BPE ^b	SVC ^c	VSAPE ^d		
Tiempo 1 (Año 2014)						
AA ^a	$P^{e_{11}}$	$P^{e_{21}}$	$P^{e_{31}}$	$P^{e_{41}}$	$P^{e_{11}} + P^{e_{21}} + P^{e_{31}} + P^{e_{41}}$	Total Tiempo 1 - $P^{e_{11}}$
BPE ^b	$P^{e_{12}}$	$P^{e_{22}}$	$P^{e_{32}}$	$P^{e_{42}}$	$P^{e_{12}} + P^{e_{22}} + P^{e_{32}} + P^{e_{42}}$	Total Tiempo 1 - $P^{e_{22}}$
SVC ^c	$P^{e_{13}}$	$P^{e_{23}}$	$P^{e_{33}}$	$P^{e_{43}}$	$P^{e_{13}} + P^{e_{23}} + P^{e_{33}} + P^{e_{43}}$	Total Tiempo 1 - $P^{e_{33}}$
VSAPE ^d	$P^{e_{14}}$	$P^{e_{24}}$	$P^{e_{34}}$	$P^{e_{44}}$	$P^{e_{14}} + P^{e_{24}} + P^{e_{34}} + P^{e_{44}}$	Total Tiempo 1 - $P^{e_{44}}$
Total Tiempo 2 (ha)	$P^{e_{11}} + P^{e_{12}} + P^{e_{13}} + P^{e_{14}}$	$P^{e_{21}} + P^{e_{22}} + P^{e_{23}} + P^{e_{24}}$	$P^{e_{31}} + P^{e_{32}} + P^{e_{33}} + P^{e_{34}}$	$P^{e_{41}} + P^{e_{42}} + P^{e_{43}} + P^{e_{44}}$		
Ganancia (ha)	Total Tiempo 2 - $P^{e_{11}}$	Total Tiempo 2 - $P^{e_{22}}$	Total Tiempo 2 - $P^{e_{33}}$	Total Tiempo 2 - $P^{e_{44}}$		

^a Áreas abiertas

^b Bosques de pino-encino

^c Selva baja caducifolia

^d Vegetación secundaria de pino-encino

^e Superficie de clase en hectáreas

Análisis de la Fragmentación del Hábitat

Las métricas de fragmentación del hábitat se determinaron mediante el programa FRAGSTATS desarrollado por los autores Mcgarigal y Marks (1995).

Para este estudio se decidió realizar las métricas a nivel de clase, para poder evaluar los procesos de fragmentación de las clases bosques de pino-encino, selva baja caducifolia y vegetación secundaria arbustiva de pino-encino, antes y después de la construcción del gasoducto; eligiendo un conjunto de métricas para evaluar tanto la configuración como la composición del paisaje.

Se utilizó la métrica de área de clase (CA), la cual cuantifica la composición del paisaje; y para medir la configuración del paisaje se utilizaron métricas de variabilidad y tamaño del parche, como: el tamaño medio del parche (MPS), número de parches (NumP), coeficiente de variación del tamaño de parche (PSCoV) y desviación estándar del tamaño del parche (PSSD). Esto, conforme a la recomendación de Mcgarigal y Marks (1995), la cual nos dice que, para evaluar los procesos de fragmentación, es necesario realizarla con un conjunto de métricas para interpretar mejor la información.

Con el conjunto de estas métricas se obtuvo una evaluación del proceso de fragmentación en el área de estudio.

Se analizó la fragmentación de las coberturas para los años 2014 y 2019 empleando el módulo de análisis de fragmentación Patch Analysis del software ArcMap 10.5® (el cual se basa en el programa FRAGSTARS) y se determinaron las métricas del paisaje de acuerdo a las siguientes fórmulas:

$$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10,000} \right)$$

donde:

CA = Área de clase

a_{ij} = Área en m^2 para el parche j en la clase i

$$NP = n_i$$

donde:

NP = Número de parches

n_i = Número de parches en el paisaje del tipo de parche (clase) i

$$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \left(\frac{1}{10,000} \right)$$

donde:

MPS = Tamaño medio del parche

a_{ij} = Área en m^2 para el parche j en la clase i

n_i = Número de parches en el paisaje del tipo de parche (clase) i

$$PSSD = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n \left[a_{ij} - \left(\frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \right) \right]^2}{n_i}} \left(\frac{1}{10,000} \right)$$

donde:

$PSSD$ = Tamaño del parche Desviación estándar

a_{ij} = Área en m^2 para el parche j en la clase i

n_i = Número de parches en el paisaje del tipo de parche (clase) i

$$PSCV = \frac{PSSD}{MPS} (100)$$

donde:

$PSCV$ = Tamaño de parche Coeficiente de variación

MPS = Tamaño medio de parche

Índice de Disturbio

De acuerdo con Healey *et al.* (2005) el objetivo del índice de disturbio (ID) es destacar las respuestas espectrales de coberturas sin vegetación las cuales están relacionadas con alteraciones por sustitución de coberturas y además distinguirla de las respuestas espectrales de las coberturas forestales. El índice se basa en la combinación lineal de los índices generados a través de la transformación Tasseled Cap (Kauth y Thomas, 1976). Dicha transformación reduce las bandas espectrales de las imágenes Landsat en tres índices, nombrados como brillo, verdor y humedad. Así mismo señalan que el bosque perturbado presenta valores altos en brillo y valores bajos en verdor y humedad en comparación a coberturas forestales no perturbadas. Los parámetros que se utilizaron para la transformación de Landsat 8 OLI, se muestran en el Cuadro 3.

Para utilizar los índices de brillo, verdor y humedad como una combinación algebraica para el ID, se realizó primero un re-escalado de dichos índices, usando los valores de la media y desviación estándar de la clase forestal, de esta manera se normalizaron los índices obtenidos por la transformación Tasseled Cap.

El re-escalado se obtuvo con las siguientes formulas:

Cuadro 3. Parámetros para la transformación Tasseled Cap a imágenes satelitales Landsat 8 (OLI)

Índices	Bandas					
	2	3	4	5	6	7
	(Blue)	(Green)	(Red)	(NIR)	(SWIR 1)	(SWIR 2)
Brightness	0.3029	0.2786	0.4733	0.5599	0.5080	0.1872
Greenness	-0.2941	-0.2430	-0.5424	0.7276	0.0713	-0.1608
Wetness	0.1511	0.1973	0.3283	0.3407	-0.7117	-0.4559

$$B_r = (B - B_\mu) / B_s$$

$$G_r = (G - G_\mu) / G_s$$

$$W_r = (W - W_\mu) / W_s$$

donde:

B_r , G_r y W_r = Los valores re-escalados

B_μ , G_μ y W_μ = Valores medios de la clase forestal para brillo, verdor y humedad.

B_s , G_s y W_s = Valores de desviaciones estándar de la clase forestal para brillo, verdor y humedad.

Finalmente, la fórmula para obtener el ID fue:

$$ID = B_r - (G_r - W_r)$$

Posteriormente se sustrajeron los valores de cada categoría con ayuda del software ArcMap 10.5®.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Clasificación de Uso de Suelo 2014 y 2019

Para identificar las diferentes categorías de uso de suelo para los años 2014 y 2019 se realizó una composición con la banda 6 en el canal rojo (1.566 - 1.651 μm), la banda 5 en el verde (0.851 - 0.879 μm) y la banda 3 en el azul (0.533 - 0.590 μm) del sensor Landsat OLI 8. Dicha composición junto al procedimiento de áreas de entrenamiento y el algoritmo de máxima verosimilitud, permitieron destacar y obtener cuatro categorías de interés: áreas abiertas, bosques de pino-encino, selva baja caducifolia y vegetación secundaria arbustiva de pino-encino.

Las áreas abiertas estuvieron constituidas por áreas desprovistas de vegetación, asentamientos humanos, el lago de Arareco, así como el derecho de vía del gasoducto y otras infraestructuras como caminos y carreteras.

La clase de bosques de pino-encino, de acuerdo a la Guía para la interpretación de cartografía Uso del Suelo y Vegetación Serie VI (INEGI, 2016), están conformados por especies de pino (*Pinus* spp.) y encino (*Quercus* spp.), predominando las especies de pino, y se caracterizan por árboles de hoja perenne y caduca, y con variación en el año de su floración y fructificación.

Por otro lado, la categoría de selva baja caducifolia se compone de una vegetación de corta altura entre los 4 y 10m, dicha vegetación es reducida y es apreciada después de la temporada de lluvias. Son frecuentes las especies de suculentas (INEGI, 2016).

La categoría de vegetación secundaria arbustiva de pino-encino, se refiere a una vegetación primaria de pino-encino que ha sido alterada por causas naturales o antrópicas y presenta una vegetación variada (INEGI, 2016).

El Cuadro 4 muestra la distribución de las clases de uso de suelo en hectáreas y porcentajes para el año 2014.

Para el año 2014 la clase con mayor superficie, abarcando un 57 % del área de estudio fue bosques de pino-encino con 85,426 ha, seguidamente se encuentra la categoría de vegetación secundaria arbustiva de pino-encino con 39,872 ha, y las clases con menor presencia fueron áreas abiertas con 16,233 ha y selva baja caducifolia con 8,103 ha.

En la Figura 2 se observan los usos de suelos obtenidos para el año 2014 en el área de estudio.

El año 2019 presentó una superficie de 78,740 ha para la clase de bosques de pino-encino, la clase de vegetación secundaria arbustiva de pino-encino tuvo un área de 44,505 ha, mientras las áreas abiertas y selva baja caducifolia obtuvieron 18,866 ha y 7,523 ha, respectivamente. El Cuadro 4 presenta las clases de uso de suelo en hectáreas y porcentajes en el año 2019. La Figura 3 muestra las categorías de uso de suelo clasificados para el año 2019.

Evaluación de la Precisión de la Clasificación

Se obtuvieron las matrices de errores y el Índice de Concordancia Kappa para las clasificaciones de los años 2014 y 2019.

Para el año 2014, de acuerdo a la matriz de errores, se obtuvo una fiabilidad global del 83.98 %, con un intervalo de confianza del 95 % entre un

Cuadro 4. Clases de uso de suelo para los años 2014 y 2019

Clases	2014		2019	
	Superficie (ha)	Porcentaje	Superficie (ha)	Porcentaje
Áreas abiertas	16232.77	10.85	18866.3	12.61
Bosques de pino-encino	85425.59	57.09	78739.72	52.62
Selva baja caducifolia	8103.13	5.42	7522.52	5.03
Vegetación secundaria arbustiva de pino-encino	39871.9	26.65	44504.86	29.74
Total	149633.39	100	149633.39	100

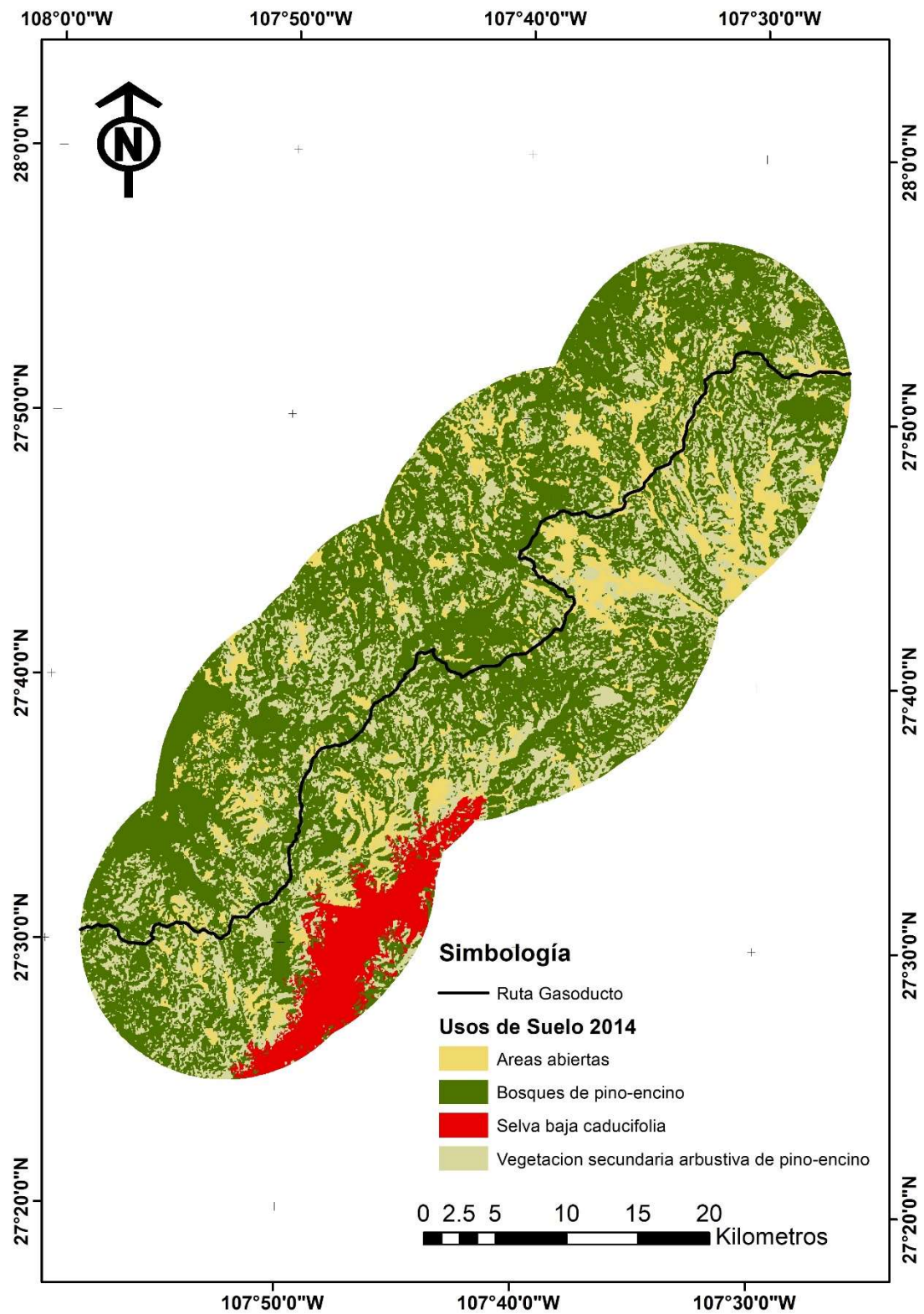


Figura 2. Mapa de clasificación supervisada del área de estudio del año 2014

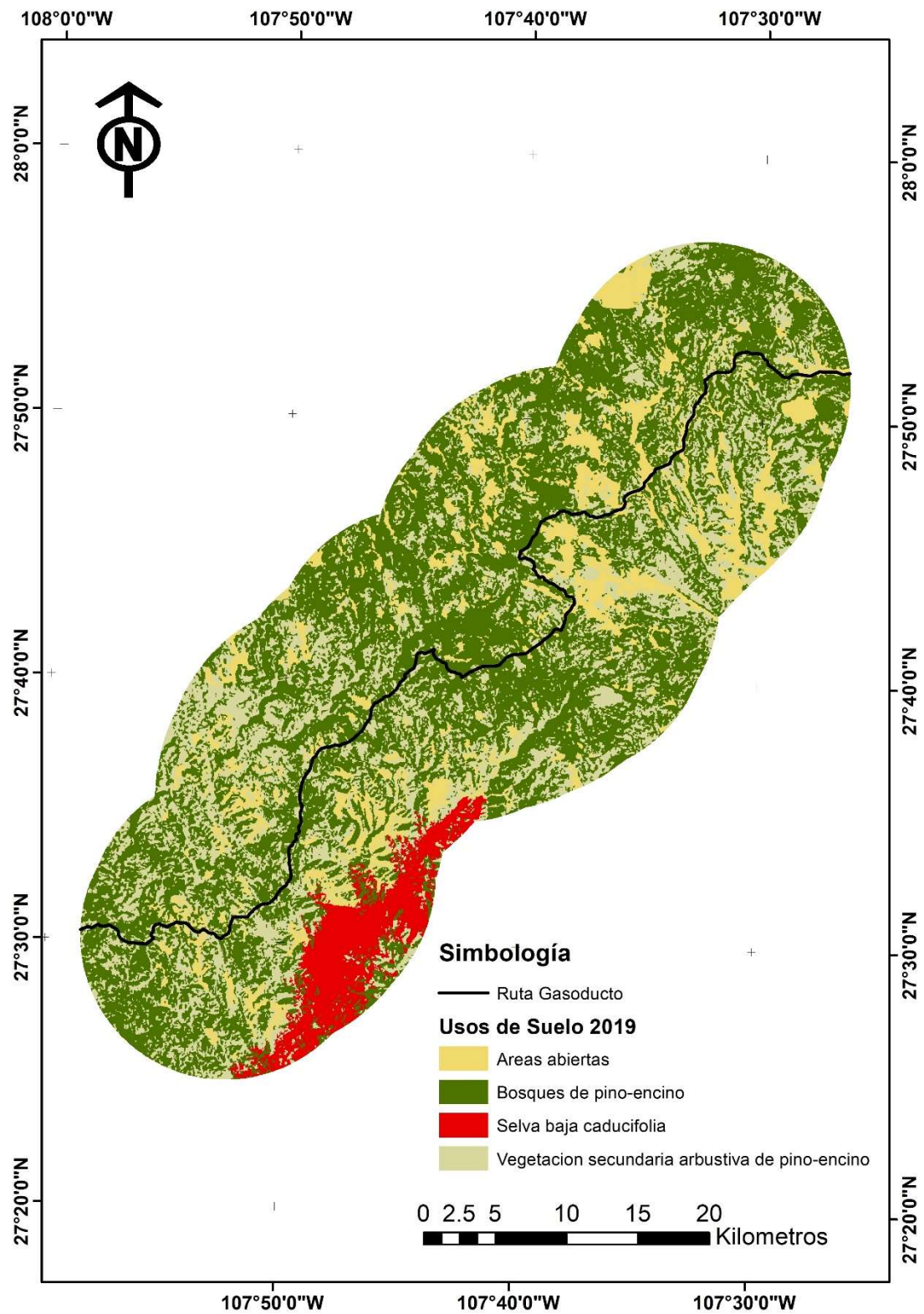


Figura 3. Mapa de clasificación supervisada del área de estudio del año 2019

81.15 % y 86.82 %; mientras que para el año 2019, la fiabilidad global es de 84.45 %, con un intervalo de confianza del 95 % entre el 81.65 % y 87.25 %. En el Cuadro 5 y 6 se observan los resultados de las matrices de errores para el año 2014 y 2019, respectivamente.

Por otro lado, el coeficiente Kappa global para la clasificación del año 2014 fue de 0.7688 y para el año 2019 fue de 0.7748 (ver Cuadro 7).

Debido a estos valores las clasificaciones se consideran adecuadas y con una fuerza de concordancia buena, respecto a la interpretación de Altman (1990) sobre los valores del Índice Kappa.

En cuanto a la precisión de la clasificación de las categorías (ver Cuadro 7), la que obtuvo mayor precisión fue la categoría de selva baja caducifolia, mientras la de menor precisión fue la categoría vegetación secundaria arbustiva de pino-encino, para ambos años. Estos resultados pueden deberse a que la clase selva baja caducifolia era más fácil clasificar debido al conocimiento previo que se tiene de la zona de estudio y su localización concentrada en una sola área conjunta; mientras que la menor precisión en la clasificación de vegetación secundaria arbustiva de pino-encino puede deberse a que es entre las cuatro clases la de mayor dificultad para clasificar debido a sus características.

Análisis del Cambio de Uso de Suelo 2014 y 2019

La matriz cruzada de acuerdo a Pontius *et. al.* (2004) permitió analizar los cambios netos e intercambios, así como ganancias y pérdidas brutas entre las diferentes categorías (ver Cuadro 8).

Para la categoría de áreas abiertas se muestra que ganó área para el año 2019, de las categorías bosques de pino-encino y en menor medida de la

Cuadro 5. Matriz de error para el año 2014

	AA^a	BPE^b	SBC^c	VSAPE^d	Total	ErrorC
AA^a	178	0	0	19	197	0.0964
BPE^b	7	192	1	35	235	0.183
SBC^c	0	0	25	0	25	0
VSAPE^d	38	1	2	145	186	0.2204
Total	223	193	28	199	643	
ErrorO	0.2018	0.0052	0.1071	0.2714		0.1602

^a Áreas abiertas

^b Bosques de pino-encino

^c Selva baja caducifolia

^d Vegetación secundaria de pino-encino

Cuadro 6. Matriz de error para el año 2019

	AA^a	BPE^b	SBC^c	VSAPE^d	Total	ErrorC
AA^a	180	1	0	27	208	0.1346
BPE^b	3	191	4	22	220	0.1318
SBC^c	0	0	22	0	22	0
VSAPE^d	40	1	2	150	193	0.2228
Total	223	193	28	199	643	
ErrorO	0.1928	0.0104	0.2143	0.2462		0.1555

^a Áreas abiertas

^b Bosques de pino-encino

^c Selva baja caducifolia

^d Vegetación secundaria de pino-encino

Cuadro 7. Índice de concordancia Kappa para las clasificaciones de los años 2014 y 2019

Uso del suelo	Índice de concordancia	
	Kappa	
	2014	2019
Área abiertas	0.8523	0.7939
Bosque de pino-encino	0.7385	0.8116
Selva baja caducifolia	1.0000	1.0000
Vegetación secundaria arbustiva de pino- encino	0.6808	0.6773
Overall Kappa	0.7688	0.7748

Cuadro 8. Matriz cruzada de cambio de uso de suelo de los años 2014 y 2019

	2019				Total tiempo 1 (ha)	Pérdida (ha)
	AA ^a	BPE ^b	SBC ^c	VSAPE ^d	Proporción (%)	
2014						
AA^a	16232.77	0.00	0.00	0.00	16232.77	0.00
<i>B^e</i>	100.00	0.00	0.00	0.00	10.85	
<i>C^f</i>	86.04	0.00	0.00	0.00		
BPE^b	2258.88	77831.85	69.73	5265.13	85425.59	7593.75
<i>B^e</i>	2.64	91.11	0.08	6.16	57.09	
<i>C^f</i>	11.97	98.85	0.93	11.83		
SBC^c	0.00	636.58	7286.22	180.33	8103.13	816.91
<i>B^e</i>	0.00	7.86	89.92	2.23	5.42	
<i>C^f</i>	0.00	0.81	96.86	0.41		
VSAPE^d	374.64	271.29	166.57	39059.40	39871.90	812.50
<i>B^e</i>	0.94	0.68	0.42	97.96	26.65	
<i>C^f</i>	1.99	0.34	2.21	87.76		
Total tiempo 2 (ha)	18866.30	78739.72	7522.52	44504.86	149633.39	
Proporción (%)	12.61	52.62	5.03	29.74		
Ganancia (ha)	2633.53	907.87	236.30	5445.46		

^a Áreas abiertas^b Bosques de pino-encino^c Selva baja caducifolia^d Vegetación secundaria de pino-encino^e Porcentaje de conversión^f Porcentaje del cambio de clase respecto al total de la superficie de cada clase

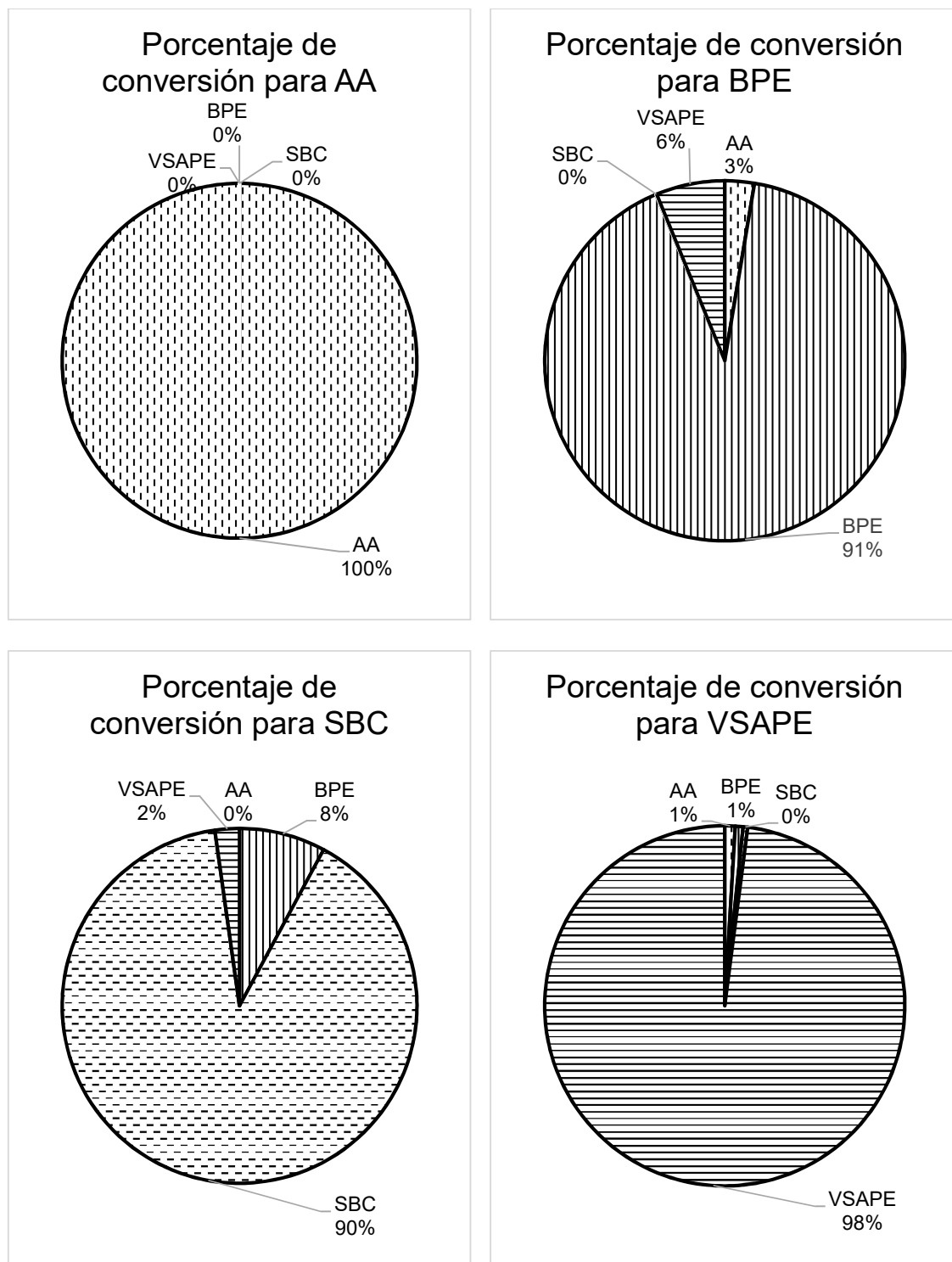
categoría vegetación secundaria arbustiva de pino-encino, sin tener pérdidas de superficie hacia alguna otra categoría.

La clase de bosques de pino-encino revela que para el año 2019, gana superficie de las clases selva baja caducifolia y vegetación secundaria arbustiva de pino-encino, sin embargo, pierde en mucho mayor medida superficie que pasa a convertirse en vegetación secundaria arbustiva de pino-encino. Respecto a la categoría de selva baja caducifolia, se observa que su mayor pérdida de superficie proviene, de su conversión de bosque de pino-encino. Y para la clase de vegetación secundaria de pino-encino, refleja pérdidas de superficie, que se convierten a las demás clases; pero lo más notorio es la superficie que gana de la categoría bosques de pino-encino, como se mencionó anteriormente.

Los resultados muestran que los cambios más significativos, después de la construcción del gasoducto, son para las clases bosques de pino-encino y selva baja caducifolia. El 2.64 % y 6.16 % de bosques de pino-encino cambiaron a las clases de áreas abiertas y vegetación secundaria arbustiva de pino-encino, respectivamente; mientras que, 7.86 % y 2.23 % de la categoría de selva baja caducifolia cambiaron a las clases de bosques de pino-encino y vegetación secundaria arbustiva de pino-encino, respectivamente (ver Gráfica 1).

Así mismo, con la implementación del software ArcMap 10.5® se realizó una intersección de los usos de suelos para el año 2014 y 2019, para encontrar los cambios entre las diferentes categorías de uso de suelo y poder analizar estos cambios espacialmente, obteniendo como resultado la Figura 4.

En la Figura 4 podemos observar que los cambios más significativos se encuentran principalmente en la parte Noroeste y suroeste del área de estudio.



Gráfica 1. Porcentaje de conversión entre las diferentes clases respecto los años 2014 y 2019. AA=Áreas abiertas, BPE=bosque de pino-encino, SBC=selva baja caducifolia, VSAPE= vegetación secundaria arbustiva de pino-encino

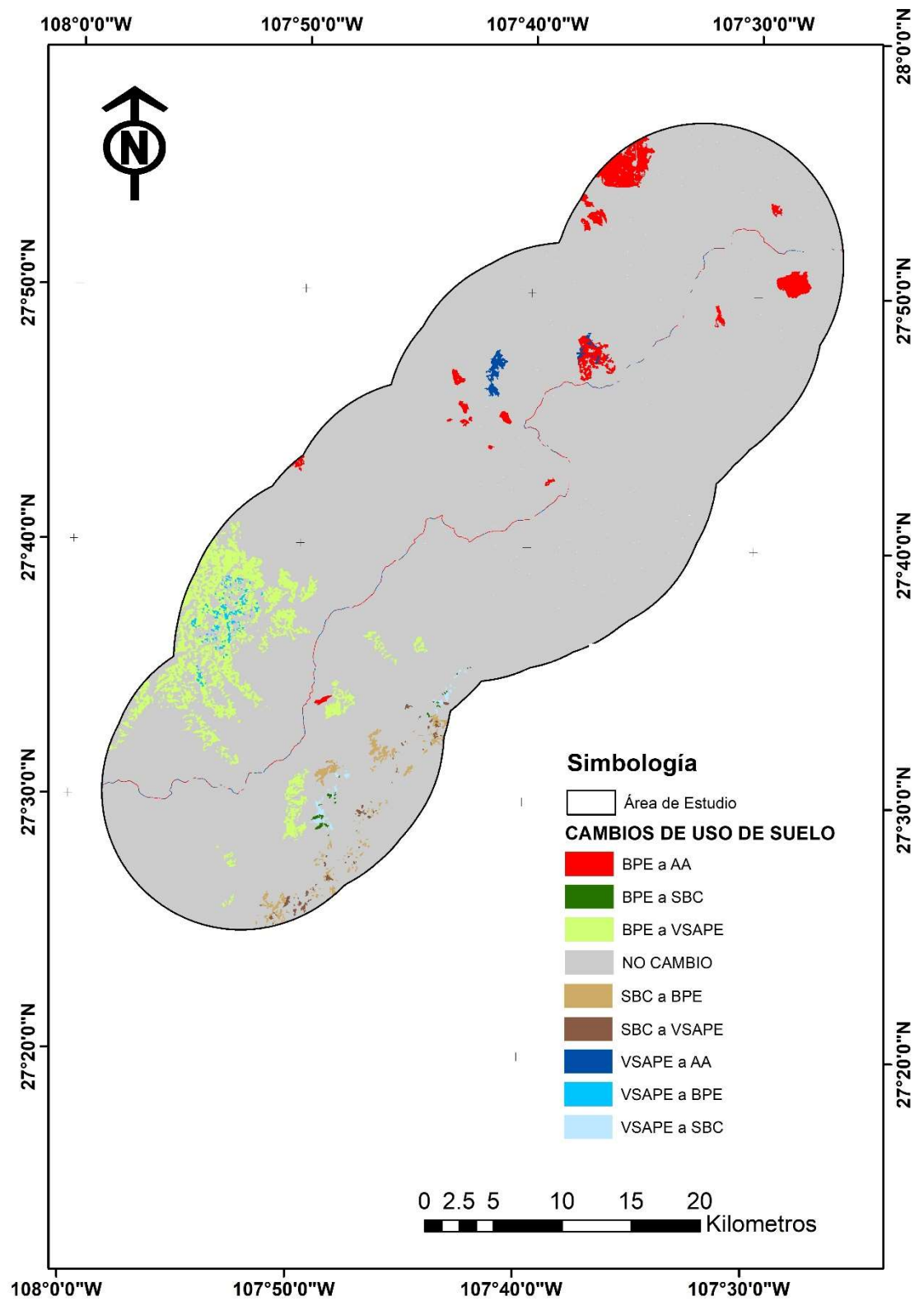


Figura 4. Cambios espaciales de uso de suelo respecto los años 2014 y 2019

Algunos de los cambios de bosque de pino-encino a áreas abiertas al noroeste del área de estudio, se debe a la tala de árboles cerca de la localidad de San Juanito, esta tala en algunos casos, ilegal, es derivada del narcotráfico presente en la Sierra Tarahumara (Bonello, 2020).

En un estudio realizado en el occidente de Myanmar, sobre los cambios de uso de suelo a lo largo de los oleoductos y gasoductos de China- Myanmar, Aung *et al.* (2020) discutieron que los impulsores antropogénicos, como la construcción de proyectos de oleoductos y gasoductos a gran escala, están destinados a crear transiciones importantes en los usos de suelo para todas las clases de cobertura terrestre; el declive de los bosques se acelera con el desarrollo creciente de proyectos de infraestructura en áreas densamente boscosas donde los bosques a menudo se cortan y fragmentan. Y concluyeron que la destrucción y fragmentación de los bosques se puede atribuir a la construcción de miles de millas de oleoductos y gasoductos que atraviesan las áreas boscosas del país y que el análisis de cambios de usos de suelo proporciona información vital sobre el cambio ambiental, provocado por proyectos de desarrollo, como oleoductos y gasoductos.

Por otro lado, en una investigación realizada en el noroeste de Siberia se analizaron los cambios en la cobertura terrestre de 1968 a 2006, asociados con el cambio climático y el desarrollo de petróleo / gas, utilizando imágenes de teledetección multitemporales de alta resolución y Landsat. Se encontró que el 10.8 % del área de estudio mostró una disminución de la cobertura vegetal debido a los desarrollos extensos relacionados con el petróleo y el gas, así como también por la tala. Se concluyó, a través de los análisis espaciales y temporales, que a

pesar de que los impactos derivados del desarrollo de infraestructura se produjeron dentro de los 100m de los sitios perturbados, los impactos persisten durante décadas y tienen grandes implicaciones en los cambios de la dinámica del ecosistema, con consecuencias ecológicas y ambientales (Yu *et al.*, 2015).

Análisis de Fragmentación

De acuerdo a las recomendaciones de los autores McGarigal y Marks (1995) se realizó el análisis del proceso de fragmentación para las categorías con vegetación en el área de estudio con las métricas: área de clase, número de parches, tamaño medio del parche, desviación estándar del tamaño del parche y coeficiente de variación del tamaño medio del parche.

Una disminución continua en el tamaño de los parches puede evidenciar una fragmentación del hábitat. Cuando se observa una reducción del tamaño medio del parche en una comparación de paisajes, es posible interpretar esta reducción como un incremento en la fragmentación del paisaje, por lo tanto, el tamaño medio del parche se considera una métrica muy útil. Sin embargo, el tamaño medio del parche no indica cuantos parches existen, ni tampoco muestra la variación en el tamaño. El número de parches, puede mostrar alteraciones en procesos ecológicos, como establecer el número de un subconjunto de una población espacialmente dispersa, o puede alterar también la estabilidad de las interacciones de las especies, como sus relaciones depredador-presa (Kareiva, 1990).

La desviación estándar del tamaño del parche, es una medida absoluta que relaciona el tamaño medio del parche y la diferencia de tamaño entre los

parches; comparando dos paisajes, un menor valor para esta métrica puede reflejar parches más pequeños.

Mientras que la métrica de coeficiente de variación del tamaño del parche, puede ser más recomendable para comparar la variabilidad de los paisajes, ya que se trata de una variabilidad relativa sobre el tamaño medio del parche, de acuerdo a McGarigal y Marks (1995), las métricas de variabilidad sugieren que los paisajes modificados por actividades antrópicas son más uniformes en el tamaño del parche, que los paisajes no alterados.

En la categoría de vegetación secundaria arbustiva de pino-encino se observa un incremento en todas las métricas para el año 2019, la métrica indicativa para un proceso de fragmentación mayor, es el incremento en el número de parches, aun así, las métricas en conjunto sugieren que esta categoría presenta un menor grado de fragmentación y ganancia en superficie de hábitat (ver Cuadro 9). Mientras que el proceso de fragmentación para la categoría de bosques de pino-encino es muy diferente, esta clase muestra para el año 2019 una pérdida de hábitat, mayor número de parches y de menor tamaño, aun cuando presente un ligero incremento en la variabilidad en el tamaño medio del parche, se puede interpretar que este hábitat se encuentra más fragmentado (ver Cuadro 10).

Finalmente, para la categoría selva baja caducifolia, presenta para el año 2019 un tamaño medio del parche mayor y en menor cantidad, así mismo la métrica de área de clase nos indica que hubo una pérdida de hábitat (ver Cuadro 11).

En un estudio realizado en un paisaje boscoso en la región norte central

Cuadro 9. Métricas de fragmentación para la clase vegetación secundaria arbustiva de pino-encino en los años 2014 y 2019

Vegetación secundaria arbustiva de pino-encino					
	MPS	NumP	PSCoV	PSSD	CA
Año	Tamaño medio de parche (ha)	Número de parches	Tamaño de parche Coeficiente de variación (%)	Tamaño del parche Desviación estándar (ha)	Área de clase (ha)
2014	3.22	12401	798.11	25.66	39871.9
2019	3.45	12916	1055.73	36.38	44504.9

Cuadro 10. Métricas de fragmentación para la clase bosques de pino-encino en los años 2014 y 2019

Bosques de Pino-Encino					
	MPS	NumP	PSCoV	PSSD	CA
Año	Tamaño medio de parche (ha)	Número de parches	Tamaño de parche Coeficiente de variación (%)	Tamaño del parche Desviación estándar (ha)	Área de clase (ha)
2014	11.98	7131	3075.26	368.4	85425.6
2019	10.86	7252	3169	344.08	78739.7

Cuadro 11. Métricas de fragmentación para la clase selva baja caducifolia en los años 2014 y 2019

Selva Baja Caducifolia					
	MPS	NumP	PSCoV	PSSD	CA
Año	Tamaño medio de parche (ha)	Número de parches	Tamaño de parche Coeficiente de variación (%)	Tamaño del parche Desviación estándar (ha)	Área de clase (ha)
2014	12.3	659	1355.62	166.69	8103.13
2019	13.34	564	1226.23	163.55	7522.52

de Pennsylvania, Estados Unidos, a cerca de como la infraestructura lineal asociada con el desarrollo de gas esquisto, impulsa la conversión del hábitat y la fragmentación de los bosques, Langlois *et al.* (2017) obtuvieron que se han producido cambios sustanciales en la composición del paisaje, lo que ha provocado la pérdida de casi un 4 % del bosque central en 6 años; concluyendo que los gasoductos comprendieron la más grande huella de fragmentación; ya que la construcción de un nuevo gasoducto fue el mayor factor de pérdida de bosques centrales para el desarrollo de gas.

Asimismo, Delgado (2004) estudió las consecuencias de la fragmentación derivadas de los efectos de borde de las carreteras en los bosques de Tenerife (Isla perteneciente a España), encontrando importantes cambios en el microclima, estructura y composición de la vegetación y en la abundancia de biodiversidad.

Otros resultados de una investigación acerca de los impactos de la construcción de oleoductos y gasoductos en los bosques y la biodiversidad en el delta de Níger, mostraron que el área de estudio tuvo una pérdida significativa de biodiversidad a causa de la fragmentación, desplazamiento de hábitat y deforestación de los bosques (Agbagwa y Ndukwu, 2014).

Índice de disturbio

El análisis del índice de disturbio, a través de la técnica Tasseled Cap, identificó el nivel de disturbio para los años 2014 y 2019 del área de estudio (ver Figura 5); para posteriormente comparar estos niveles de perturbación en superficie y distribución espacial para antes y después de la construcción del gasoducto.

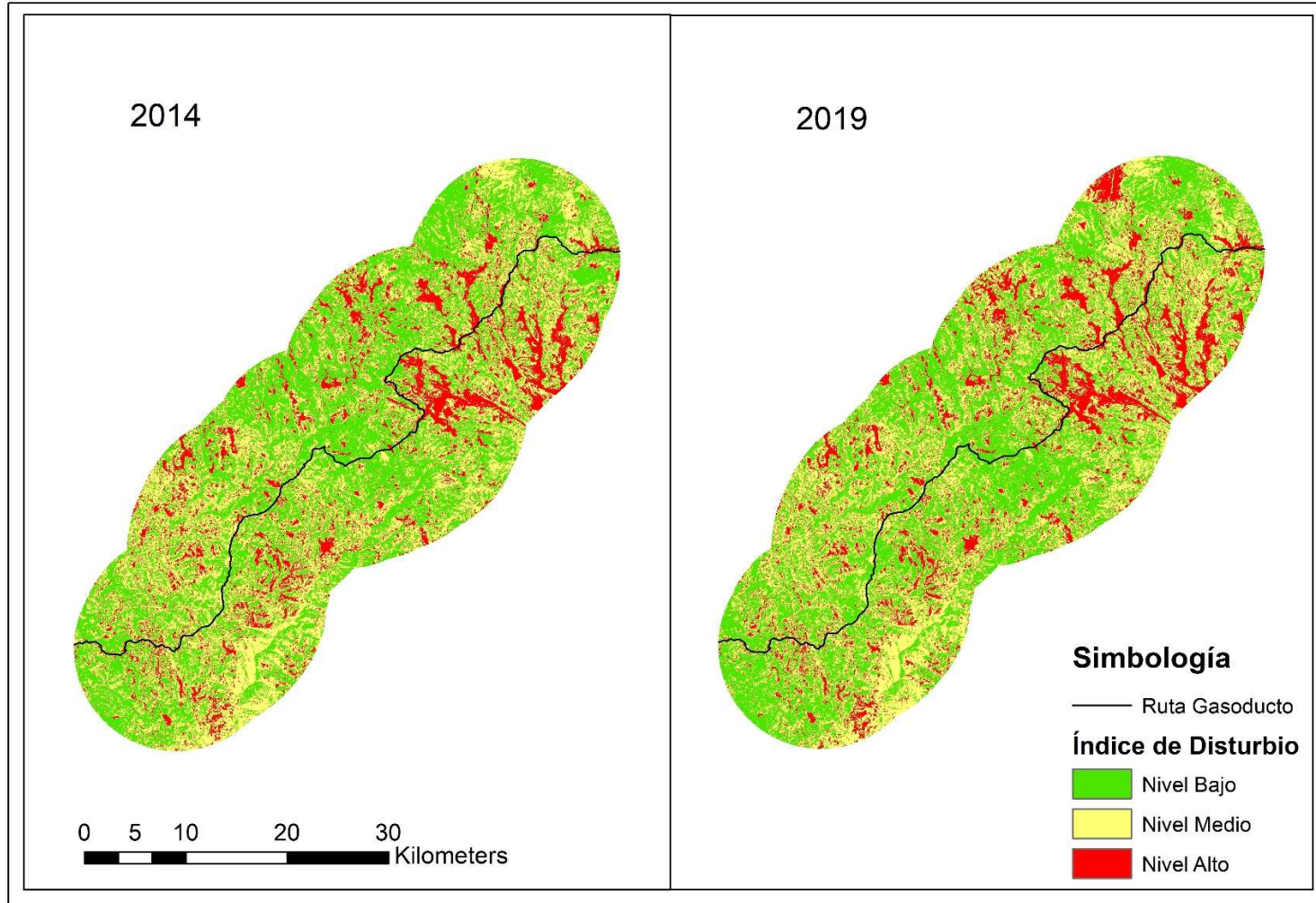


Figura 5. Niveles de Índice de Disturbio en los años 2014 y 2019.

Esto se realizó mediante la reclasificación del índice de disturbio en tres niveles bajo, medio y alto; a través del método de rupturas naturales o Jenks (Jenks, 1967), en el cual se agrupan los valores similares, maximizando las diferencias entre las clases existentes. Primero se hizo esta reclasificación para el año 2014 y se continuo con el año 2019, tomando como referencia los límites entre las categorías establecidos para el año 2014.

En el Cuadro 12 se muestran los porcentajes para los diferentes niveles de índice de disturbio para el área de estudio en los años 2014 y 2019, para el año 2019 observamos que el nivel bajo disminuye un 1.42 %, el nivel medio aumenta un 0.4 % y el nivel alto aumenta un 1.01 %. Esto es reflejo del aumento de la superficie de la clase áreas abiertas y la disminución en la superficie de la clase bosques de pino-encino.

Para observar los cambios en la distribución espacial de los niveles de disturbio entre los dos años, se realizó una intersección de las superficies de los 3 niveles de disturbio entre los años 2014 y 2019, y se obtuvieron las áreas donde el nivel de disturbio no cambio, donde el índice de disturbio aumento y donde disminuyo; esta intersección se elaboró en el software ArcMap 10.5® (ver Figura 6).

En el Cuadro 13 se presentan los cambios del índice de distribución entre los 2 años, y observamos que un 83.54 % del área no cambia el nivel de disturbio presentado entre 2014 y 2019, un 9.14 % aumenta el nivel de ID, y 7.32 % disminuye el nivel de ID.

Cuadro 12. Porcentajes de los niveles de Índice de Disturbio para los años 2014 y 2019

Nivel Índice de Disturbio	Porcentaje 2014	Porcentaje 2019
Bajo	43.43	42.01
Medio	42.29	42.69
Alto	14.28	15.29
Total	100.00	100.00

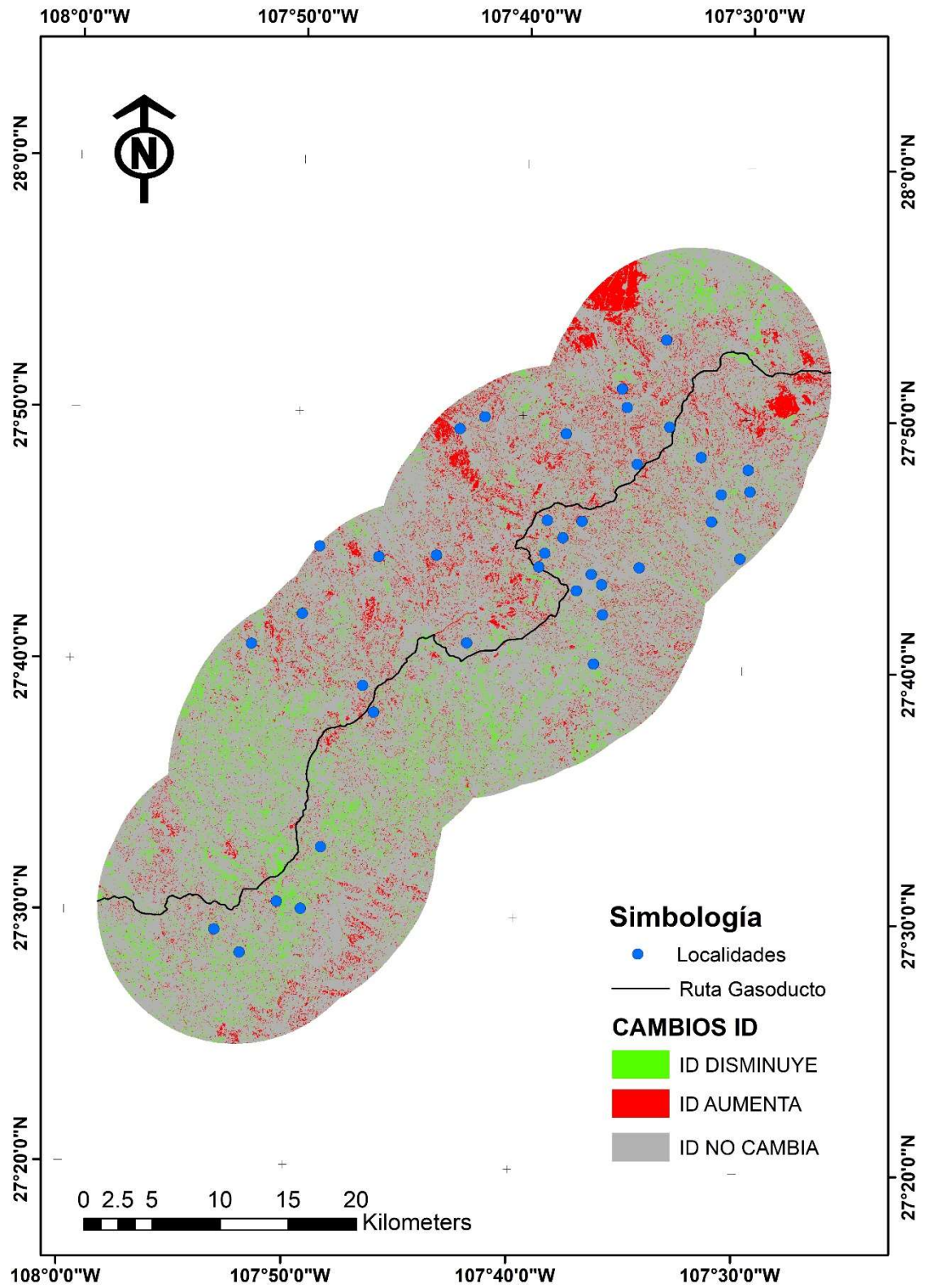


Figura 6. Cambios espaciales del Índice de Disturbio respecto los años 2014 y 2019.

Cuadro 13. Cambios espaciales del Índice de Disturbio respecto los años 2014 y 2019

Cambios ID	Superficie (ha)	Porcentaje
Alto a Bajo	24.25	0.02
Alto a Medio	2827.92	1.89
Medio a Alto	3434.70	2.30
Medio a Bajo	8100.92	5.41
Bajo a Alto	930.32	0.62
Bajo a Medio	9307.23	6.22
No Cambio Alto	18514.75	12.38
No Cambio Bajo	54732.81	36.58
No Cambio Medio	51733.94	34.58
Total general	149606.86	100.00

El índice de disturbio presenta aumento en la parte noroeste del área de estudio y una disminución en la parte sur del área de estudio. Todo el eje del gasoducto se encuentra con un índice de disturbio alto.

Además de la influencia del gasoducto, estos cambios en el índice de disturbio pueden ser también causa de la interacción de las localidades con el medio y la tala de árboles.

En un estudio de 2008, a través de la metodología del índice de disturbio de Healey *et al.* (2005), Mesek *et al.* (2008) mapearon y evaluaron los bosques en América del Norte en un intervalo de 1990-2000, la cual les permitió encontrar los principales patrones de perturbación del desmonte en los Estados Unidos y Canadá. Concluyeron que los incendios son la principal causa de perturbación del bosque boreal canadiense, mientras que, en los Estados Unidos, particularmente en el sureste, Maine y noroeste del Pacífico, las tasas más altas de perturbación se encuentran en el área que experimentan prácticas de tala rasa.

Por otro lado, Pinedo *et al.* (2018) realizaron un diagnóstico ambiental de la Sierra Tarahumara, en el cual analizaron el disturbio forestal presente en toda la Sierra en el año 2015, mediante la técnica de Tasseled Cap, y encontraron que 10.9 % se encuentra en un disturbio alto, 27.7 % tiene un disturbio medio y 61.5 % permanece en un disturbio bajo; y verificaron que las áreas que se encuentran en un disturbio alto, fueron áreas desprovistas de vegetación o áreas que experimentaron aprovechamientos forestales, incendios, caminos, entre otros.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El análisis de cambios de uso de suelo permite conocer las transiciones que sufren los diferentes tipos de cobertura terrestre a lo largo del tiempo, lo que, a su vez, posibilita la toma de decisiones sobre el manejo sustentable de los recursos naturales.

Así mismo, los sensores remotos e imágenes satelitales al estar asociados con sistemas de información geográfica, permiten realizar evaluaciones sobre los impactos ambientales producidos por proyectos de infraestructura extensos, como los gasoductos; y ser fundamento para posteriormente realizar medidas de conservación y mitigación de dichos impactos, o mejorar la planeación y gestión de los proyectos, al igual que las técnicas empleadas para su construcción.

Las métricas de fragmentación, así como el índice de disturbio proporcionaron información valiosa sobre el estado de la vegetación presente en el área de estudio, como las alteraciones que sufrió debido a la influencia de la construcción del gasoducto y permitieron determinar en el lapso de tiempo que se estudió, el grado o nivel de fragmentación y disturbio que poseían.

Se considera que, en el área de influencia de la construcción del gasoducto, hubo una pérdida de hábitat de la clase de bosque de pino-encino, así como una transformación considerable hacia la categoría de vegetación secundaria arbustiva de pino-encino. Esto puede deberse además de la influencia del gasoducto, a la tala de árboles, incendios y crecimiento de las localidades; las mismas consideraciones pueden aplicarse a la fragmentación observada en la clase de bosques de pino-encino y el ligero aumento del alto índice de disturbio.

Se recomienda realizar estudios con diferentes radios de influencia, así como utilizar sensores de alta resolución para evaluar el impacto en diferentes especies de flora y fauna. Es necesario realizar estudios sobre otros impactos ambientales de los gasoductos como incremento en niveles de erosión, modificación de escorrentía y cauces, disminución de los índices de diversidad de fauna, disminución de la calidad paisajística, entre otros. Así mismo sería interesante seguir monitoreando esta área por algunos años más, para poder determinar si hay una recuperación o una degradación del ecosistema.

LITERATURA CITADA

- Altman, D. G. 1990. Practical statistics for medical research. 1a ed. Chapman and Hall. Inglaterra.
- Agbagwa, I. O. y B. C. Ndukwu. 2014. Oil and Gas Pipeline Construction-Induced Forest Fragmentation and Biodiversity Loss in the Niger Delta, Nigeria. *Natural Resources*. 5:698-718.
- Aung, T. S., T. B. Fischer y J. Buchanan. 2020. Land use and land cover changes along the China-Myanmar Oil and Gas pipelines – Monitoring infrastructure development in remote conflictprone regions. *PLoS ONE*. 15(8): e0237806.
- Baig, M. H. A., L. Zhang, T. Shuai y Q. Tong. 2014. Derivation of a tasselled cap transformation based on Landsat 8 at-satellite reflectance. *Remote Sens. Lett.* 5:423-431.
- Bocco, G., M. Mendoza y O. Maser. 2001. La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas*. Instituto de Geografía, UNAM, México. 44:18-38.
- Bolstad, P. V. y T. M. Lillesand. 1991. Rapid maximum likelihood classification. *Photogramm. Eng. Remote Sensing*. 57:67-74.
- Bonello, D. 2020. How Drug Cartels Moved into Illegal Logging in Mexico. In *Sight Crime*. Center for Latin American & Latino Studies. American University. Washington, D.C. E.U.A.
- Brizuela, A., C. A. Aguirre y I. Velasco. 2007. Aplicación de métodos de corrección atmosférica de datos Landsat 5 para análisis multitemporal. *Teledetección: Hacia un mejor entendimiento de la dinámica global y regional*. 1a ed. Ed. Martin. Argentina.
- Chavez, P. S. 1988. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote Sens. Environ.* 24:459-479.
- Chavez, P. S. 1996. Image-based atmospheric corrections. Revisited and improved. *Photogramm. Eng. Remote Sensing*. 62:1025-1036.
- Chuvieco, E. 1996. *Fundamentos de Teledetección*. 3a edición. Ediciones RIALP. Madrid, España.

- CONABIO. 2014. Población por localidad, 2010, escala: 1:1. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Datos estadísticos del 2010, del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). México, D.F.
- Congalton, R. G., y R. A. Mead. 1983. A Quantitative Method to Test for Consistency and Correctness in Photointerpretation. *Photogramm. Eng. Remote Sensing*. 49:69-74.
- Coppin, P., I. Jonckheere, K. Nackaerts, B. Muys y E. Lambin. 2004. Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. *Int. J. Remote Sens.* 25:1565–1596.
- Delgado, J. D. 2004. Efectos de borde de las carreteras en el pinar de Tenerife (Islas Canarias). Tesis doctoral. Universidad de La Laguna. España.
- Forman, R. T. T. y M. Godron. 1986. *Landscape Ecology*. 1a ed. John Wiley and Sons. Nueva York, E.U.A.
- García, D. 2011. Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema. *Ecosistemas*. 20:1-10.
- García, E. y CONABIO. 1998. Climas (clasificación de Koppen, modificado por García), escala 1:1000000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Guerrero, O. M. T., D. Villalobos y H. Carrillo. 2016. El Gasoducto El Encino—Topolobampo El derecho a la consulta a los rarámuri. Centro de Estudios para el Cambio en el Campo Mexicano. México.
- Hantson, S., E. Chuvieco, X. Pons, C. Domingo, C. Cea, G. Moré, J. Cristobal, J. J. Peces y J. A. Tejeiro. 2011. Cadena de pre-procesamiento estándar para las imágenes Landsat del Plan Nacional de Teledetección. *Revista de Teledetección*. 36:51-61.
- Harris, L. D. 1984. The fragmented forest. Island biogeographic theory and the preservation of biotic diversity. 2a ed. University of Chicago Press. Chicago, Illinois, E.U.A.
- Healey, S. P., W. B. Cohen, Y. Zhiqiang y O. N. Krankina. 2005. Comparison of Tasseled Cap-based Landsat data structures for use in forest disturbance detection. *Remote Sens. Environ.* 97:301-310.
- Heilig, G.K., 1994. Neglected dimensions of global land-use change: reflections and data. *Population and Development Review*. 20(4):831-859. INEGI. 1997. Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie I, continuo nacional, escala: 1:250000. Instituto Nacional de Ecología - Dirección de

Ordenamiento Ecológico General e Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Digitalización de las cartas de uso del suelo y vegetación elaboradas por INEGI entre los años 1980-1991 con base en fotografías aéreas de 1968-1986. México.

INEGI. 1999. Conjunto de Datos Geológicos Vectoriales G1301. Escala 1:250,000. Serie I. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.

INEGI. 2001. Conjunto De Datos Vectoriales de la Carta Edafológica 1: 250 000 Serie I. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.

INEGI. 2001. Conjunto de datos vectoriales Fisiográficos. Continuo Nacional serie I. Sistema topoformas, escala: 1:100000. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.

INEGI. 2009. Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie IV, continuo nacional, escala: 1:250000. Dirección General de Geografía. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Aguascalientes, Ags., México.

INEGI. 2010. Red hidrográfica, subcuencas hidrográficas de México, escala: 1:50000. edición: 2. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, Ags., México.

INEGI. 2013. Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación escala 1:250 000, serie V, escala: 1:250000. edición: 2a. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, Ags., México.

INEGI. 2016. Conjunto de Datos Vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación. Escala 1:250 000. Serie VI, escala: 1:250 000. edición: 1. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México.

INEGI. 2017. Guía para la interpretación de cartografía: uso del suelo y vegetación: escala 1: 250,000: serie VI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.

INEGI. 2019. Localidades de la República Mexicana, 2019, escala: 1:250000. edición: 1. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México.

Jenks, G.F. 1967. The data model concept in statistical mapping. International Yearbook of Cartography. 7:186-190.

Kareiva, P. 1990. Population dynamics in spatially complex environments: theory and data. Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci. 330:175-190.

- Kauth, R.J. y G.S. Thomas. 1976. The Tasseled Cap—A Graphic Description of the Spectral-Temporal Development of Agricultural Crops as Seen by LANDSAT. *LARS Symposia*. 159:41-51.
- Kowaljow, E. y C. M. Rostagno. 2008. Efectos de la instalación de un gasoducto sobre algunas propiedades del suelo superficial y la cobertura vegetal en el NE de Chubut. *CI. Suelo (Argentina)*. 26:51-62.
- Lambin, E. F., B.L. Turner, H. J. Geist, S. B. Agbola, A. Angelsen, J. W. Bruce, O. T. Coomes, R. Dirzo, G. Fischer, C. Folke, P.S. George, K. Homewoodk, J. Imbernon, R. Leemans, X. Lin, E. F. Moran, M. Mortimore, P.S. Ramakrishnan, J. F. Richards, H. Skanes, W. Steffen, G. D. Stone, U. Svedin, T. A. Veldkamp, C. Vogel y J. Xu. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Glob. Environ. Change*. 11:261–269.
- Langlois, L. A., P. J. Drohan y M.C. Brittingham. 2017. Linear infrastructure drives habitat conversion and forest fragmentation associated with Marcellus shale gas development in a forested landscape. *J. Environ. Manage*. 197:167-176.
- Lillesand, T., R. W. Kiefer y J. Chipman. 2015. *Remote Sensing and Image Interpretation*. 7a ed. John Wiley & Sons, Inc. E.U.A.
- Masek J. G., C. Huang, R. Wolfe, W. Cohen, F. Hall, J. Kutler y P. Nelson. 2008. North American forest disturbance mapped from a decadal Landsat record. *Remote Sens. Environ*. 112:2914-2926.
- Mather, P. M. 2004. *Computer Processing of Remotely-Sensed Images, An Introduction*. 3a ed. John Wiley & Sons. Ltd. Inglaterra.
- Mcgarigal, K. y B. Marks. 1995. FRAGSTATS: a spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure v2.0 (unpublished computer program user manual and guide). Oregon State University. Corvallis, Oregon, E.U.A.
- Pinedo, A., J. A. Prieto, F. Villarreal, M. Martínez, C. Pinedo y A. Melgoza. 2018. Diagnóstico ambiental y análisis espacial de la Sierra Tarahumara. Proyecto Tarahumara Sustentable. 1a ed. Universidad Autónoma de Chihuahua. Chihuahua, México.
- Pontius, R. G., E. Shusas y M. McEachern. 2004. Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. *Agric. Ecosyst. Environ*. 101:251-268.
- Puyravaud, J. P. 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *For. Ecol. Manage*. 177:593-596.

- Read, J. M. y N. Lam. 2002. Spatial methods for characterising land cover and detecting land- cover changes for the tropics. *Int. J. Remote Sens.* 23:2457-2474.
- Richards J. A. y X. Jia. 2006. *Remote Sensing Digital Image Analysis. An Introduction*. 4a ed. Editorial Springer. Alemania.
- Rosenfield, G. H. y K. Fitzpatrick-Lins. 1986. A Coefficient of Agreement as a Measure of Thematic Classification Accuracy. *Photogramm. Eng. Remote Sensing.* 52:223-227.
- Rosete, F. A., J. L. Pérez, M. Villalobos, E. N. Navarro, E. Salinas y R. Remond. 2014. El avance de la deforestación en México 1976-2007. *Madera y Bosques.* 20: 21-35.
- Santos, T., J. L. Tellería. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas.* 15:3-12.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs, y C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv. Biol.* 5:18-32.
- SENER. 2013. *Estrategia Nacional de Energía 2013-2027*. Secretaría de Energía. México.
- TGNN. 2015. *Memoria técnico descriptiva – Gasoducto El Encino – Topolobampo*. Transportadora de Gas Natural del Noroeste S. de R. L. de C.V. México.
- Turner, M. G., R. V. O'Neill, R. H. Garner y B. T. Milne. 1989. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landsc. Ecol.* 3:153-162.
- Turner, M.G. 1990. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landsc. Ecol.* 4:21-30.
- Turner, M.G. y R. H. Gardner. 1991. *Quantitative methods in landscape ecology*. 1a ed. New York: Springer. E.U.A.
- Turner II, B. L., W. B. Meyer y D. L. Skole. 1994. Global Land-Use/Land-Cover Change: Towards an Integrated Program of Study. *Ambio.* 23:91-95.
- Urban, D., R. V. O'Neill y H. Shugart. 1987. Landscape ecology: a hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. *BioScience.* 37:119-127.

- Vidal-Zepeda, R. 1990. Precipitación media anual en Precipitación, IV.4.6. Atlas Nacional de México. Vol II. Escala 1 :4000000. Instituto de Geografía, UNAM. México.
- Woodward, C. L. 1996. Soil compaction and topsoil removal effects on soil properties and seedling growth in Amazonian Ecuador. *For. Ecol. Manage.* 82:197-209.
- Yu, Q., H. Epstein, R. Engstrom, N. Shiklomanov y D. Streletskiy. 2015. Land cover and land use changes in the oil and gas regions of Northwestern Siberia under changing climatic conditions. *Environ. Res. Lett.* 10-124020.
- Zárate, A. 2012. Evaluación de impacto ambiental en la región tarahumara, chihuahua. En *Avances y resultados de proyectos de investigación*. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. México.