



UNIVERSIDAD NACIONAL DE LOJA

**FACULTAD AGROPECUARIA Y DE RECURSOS NATURALES
RENOVABLES**

**CARRERA DE INGENIERÍA EN MANEJO Y CONSERVACIÓN DEL
MEDIO AMBIENTE**

**Análisis de deforestación y fragmentación dentro
y fuera del Parque Nacional Yasuní: área Tiputini,
provincia de Orellana**

Tesis de grado previo a la obtención del
título de: **INGENIERO EN MANEJO Y
CONSERVACIÓN DEL MEDIO AMBIENTE**

AUTOR

Byron Rodrigo Poma Tene

DIRECTOR

Ing. Juan Armando Maita Chamba, Mg. Sc.

CODIRECTORA

Jin Kyoung Noh, Ph.D.

LOJA – ECUADOR

2019

CERTIFICACIÓN DEL DIRECTOR

Juan Maita Chamba, Mg. Sc. Geomática
DIRECTOR DE TESIS

En calidad de director de tesis certifico que el señor **Byron Rodrigo Poma Tene** egresado de la carrera de Ingeniería en Manejo y Conservación del Medio Ambiente, de la Universidad Nacional de Loja, culminó el proyecto de investigación denominado *Análisis de deforestación y fragmentación dentro y fuera del parque nacional Yasuní: área Tiputini, provincia de Orellana*, el mismo que ha sido debidamente revisado y corregido, cumpliendo con las normas reglamentarias vigentes, dentro del cronograma establecido.

Por lo tanto, autorizo que se continúe con los trámites correspondientes.

Loja, 13 de agosto de 2019

Atentamente,



Juan Maita Chamba, Mg. Sc. Geomática.
**DOCENTE - INVESTIGADOR DE LA FACULTAD AGROPECUARIA
Y DE RECURSOS NATURALES RENOVABLES, UNL**

Cc. Archivo personal

COPIA: Que la presente copia es una copia fiel del original al cual remito en caso de ser necesario.

Loja, 06 SEP 2019


SECRETARÍA GENERAL DE LA FACULTAD AGROPECUARIA Y DE RECURSOS NATURALES RENOVABLES



CERTIFICACIÓN DEL TRIBUNAL

En calidad de Tribunal Calificador de la tesis titulada: *Análisis de deforestación y fragmentación dentro y fuera del parque nacional Yasuní: área Tiputini, provincia de Orellana*, de autoría del Sr. Egresado Byron Rodrigo Poma Tene, de la carrera de Ingeniería en Manejo y Conservación del Medio Ambiente, certifican que ha incorporado todas las sugerencias efectuadas por sus miembros.

Por lo tanto, autorizamos a la señorita egresada, su publicación y difusión

Loja, 6 de septiembre de 2019

Atentamente:

Ing. Raquel Verónica Hernández Ocampo Mg. Sc.
PRESIDENTE DEL TRIBUNAL



.....

Ing. Carlos Guillermo Chunco Morocho Mg. Sc.
VOCAL DEL TRIBUNAL



.....

Biol. Xavier Alejandro Rojas Ruilova Mg. Sc.
VOCAL DEL TRIBUNAL



.....

AUTORÍA

Yo, Byron Rodrigo Poma Tene, declaro ser autor de la presente tesis titulada *Análisis de deforestación y fragmentación dentro y fuera del Parque Nacional Yasuní: área Tiputini, provincia de Orellana*, y eximo expresamente a la Universidad Nacional de Loja y a sus representantes jurídicos, de posible reclamos o acciones legales, por el contenido de la misma.

Adicionalmente acepto y autorizo a la Universidad Nacional de Loja, la publicación de mi tesis en el repositorio Institucional – Biblioteca Virtual.



Byron Rodrigo Poma Tene

110535278

Loja, 9 de septiembre de 2019

**CARTA DE AUTORIZACIÓN DE TESIS POR PARTE DEL AUTOR PARA LA
CONSULTA, REPRODUCCIÓN PARCIAL O TOTAL Y LA PUBLICACIÓN
ELECTRÓNICA DEL TEXTO COMPLETO**

Yo, Byron Rodrigo Poma Tene, declaro ser autor de la tesis titulada: *Análisis de deforestación y fragmentación dentro y fuera del Parque Nacional Yasuní: área Tiputini, provincia de Orellana*, como requisito para optar el grado de: Ingeniero en Manejo y Conservación del Medio Ambiente, autorizo al Sistema Bibliotecario de la Universidad Nacional de Loja para que, con fines académicos, muestre al mundo la producción intelectual de la Universidad, a través de la visibilidad de su contenido de la siguiente manera en el Repositorio Digital Institucional (RDI):

Los usuarios pueden consultar el contenido de este trabajo en el RDI, en las redes de información del país y del exterior con los cuales tenga convenio la Universidad.

La Universidad Nacional de Loja no se responsabiliza por el plagio o copia de la tesis que realice un tercero.

Para constancia de esta autorización, en la ciudad de Loja, a los nueve días del mes de septiembre de dos mil diecinueve, firma el autor.

Firma:



Autor: Byron Rodrigo Poma Tene

Número de cédula: 1105352718

Dirección: Loja, Ramón Pinto y Colon

Correo electrónico: byronpomatene@gmail.com

Celular: 0982538815

DATOS COMPLEMENTARIOS

Director de Tesis: Ing. Juan Armando Maita Mg. Sc.

Codirectora de tesis: Jin Kyoung Noh Ph.D.

Tribunal de Grado: Ing. Raquel Verónica Hernández Ocampo, Mg. Sc.,

Ing. Carlos Guillermo Chunchu Morocho, Mg. Sc.,

Ing. Biol. Xavier Alejandro Rojas Ruilova, Mg. Sc.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional de Loja, a la Facultad Agropecuaria de los Recursos Naturales Renovables y a la carrera de Ingeniería en Manejo y Conservación del Medio Ambiente por haber compartido sus conocimientos a lo largo de la formación profesional.

A mi Director de tesis Ing. Juan Maita, por su ayuda, guía, paciencia y sugerencias que me ayudaron a consolidar y culminar la presente investigación. A mi codirectora Jin Kyoung Noh Ph.D. quien contribuyó sustancialmente en el proceso de esta investigación. De igual manera a Pablo Cuenca Ph.D. de la Universidad Regional Amazónica IKIAM, por su apoyo constante, orientación y sugerencias en el desarrollo de esta investigación.

Finalmente, a mis amigos y compañeros, que de manera magnánima me brindaron apoyo emocional e incondicional durante mi vida universitaria.

El Autor.

DEDICATORIA

Este trabajo le dedico principalmente a Dios, por haberme permitido llegar hasta este momento tan importante en mi vida.

A mis padres y a mis hermanos quienes con su esfuerzo, trabajo duro y palabras de aliento me han enseñado a luchar por los sueños y que gracias a ellos he culminado mi carrera profesional.

El Autor.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

Contenido	Pág.
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. REVISIÓN DE LITERATURA.....	3
2.1. Áreas protegidas.....	3
2.1.1. Áreas protegidas del Ecuador.....	4
2.1.2. Parque Nacional Yasuní.....	4
2.1.3. Cambios de y uso de suelo.....	5
2.1.4. Cambios de usos de suelo en el Ecuador.....	5
2.2. Deforestación.....	5
2.3. Ecología del paisaje.....	7
2.4. Fragmentación.....	7
2.4.1. Métricas de fragmentación.....	9
2.5. Teledetección y Sistemas de Información Geográfica (SIG).....	12
2.6. Sensores remotos.....	12
2.6.1. Resolución de un sistema sensor.....	12
2.6.2. Imágenes Landsat.....	14
2.7. Procesamiento de imagen satelital.....	15
2.7.1. Corrección geométrica.....	15
2.7.2. Corrección radiométrica.....	15
2.8. Métodos de clasificación de imágenes satelitales.....	16
2.8.1. Clasificación no supervisada.....	16
2.8.2. Clasificación supervisada.....	16
3. METODOLOGÍA.....	18
3.1. Área de estudio.....	18
3.2. Base de datos.....	19
3.3. Métodos.....	20
3.3.1. Análisis de cambios de uso del suelo.....	21
3.3.2. Patrones de deforestación y fragmentación forestal.....	25
4. RESULTADOS.....	27
4.1. Cambios de uso del suelo en el área de estudio Tiputini entre 1986 y 2018.....	27
4.1.1. Detección de cambio.....	29

4.1.2.	Análisis de cambios de uso del suelo en Área Circundante (AC) y Área Protegida (AP).	30
4.2.	Identificar los patrones de deforestación y fragmentación forestal.....	32
4.2.1.	Patrones de deforestación.	32
4.2.2.	Análisis de patrones morfológicos espaciales (MSPA).....	33
4.2.3.	Métricas espaciales con FRAGSTATS.	37
5.	DISCUSIÓN.....	40
5.1.	Cambio de uso del suelo y tasa de deforestación periodo en el periodo 1986 y 2018	40
5.2.	Patrones de fragmentación en área protegido y área circundante	41
5.3.	Implicaciones en la conservación.....	44
6.	CONCLUSIONES.....	45
7.	RECOMENDACIONES	46
8.	BIBLIOGRAFÍA.....	47
9.	ANEXOS.....	55

ÍNDICE DE FIGURAS

Contenido	Pág.
Figura 1. Ilustración y definición de clases genéricas de MSPA.....	9
Figura 2. Mapa de ubicación de área de estudio Tiputini.....	18
Figura 3. Esquema del proceso metodológico empleado en la investigación	21
Figura 4. Mapa de uso del suelo en Tiputini a) año 1986. b) año 2018.....	28
Figura 5. Ganancias y pérdidas entre 1986 y 2018 en la zona de estudio Tiputini	29
Figura 6. Contribución de las coberturas en el cambio de bosque entre 1986 y 2018	30
Figura 7. Aumento en proporción de superficie deforestadas en AC y AP.....	32
Figura 8. Mapas de clases de patrón de MSPA a) 1986 y b) 2018 en AC y AP de la zona de estudio Tiputini	35
Figura 9. Mapas de densidad de tres clases MSPA del bosque nativo en AP y AC del año 1986: a) Islas, b) Perforaciones, c) Bordes; del año 2018: d) Islas, e) Perforaciones, f) bordes	36
Figura 10. Comparación de Número de Parches para los años de 1986 y 2018 en AP y AC	37
Figura 11. Comparación de Densidad de Parches para los años de 1986 y 2018 en AP y AC	38
Figura 12. Comparación de Área Media de los Parches (AREA_MN) para los años de 1986 y 2018 en AP y AC	38
Figura 13. Comparación de Índice de Forma para los años de 1986 y 2018 en AP y AC	39

ÍNDICE DE TABLAS

Contenido	Pág.
Tabla 1. Características de las imágenes de satélite Landsat 5	14
Tabla 2. Características de las imágenes de satélite Landsat 8.....	15
Tabla 3. Información cartográfica utilizada en la investigación	20
Tabla 4. Detalle de imágenes satelitales utilizadas	22
Tabla 5. Definición de los cinco tipos de uso de suelo en el presente estudio.	23
Tabla 6. Métricas utilizadas en el estudio de índice de fragmentación.....	26
Tabla 7. Área total y porcentaje de cada tipo de uso de suelo para 1986 y 2018	27
Tabla 8. Superficies y porcentajes de usos y coberturas en AC de 1986 y 2018.....	31
Tabla 9. Superficies y porcentajes de los usos y coberturas en AP de 1986 y 2018	31
Tabla 10. Cambio en la superficie del bosque nativo en 1986 y 2018	33
Tabla 11. Áreas de cada clase de MSPA para bosque nativo en AC en 1986 y 2018	33
Tabla 12. Áreas de cada clase de MSPA para bosque nativo en AP en 1986 y 2018.....	34
Tabla 13. Métricas espaciales y cambios porcentuales para bosque nativo en AC y AP del 1986 y 2018.....	37

ÍNDICE DE ANEXSOS

Contenido	Pág.
Anexo 1. Matriz de validación de clasificación para el año de 1986	55
Anexo 2. Matriz de validación de clasificación para el año de 2018	55
Anexo 3. Matriz de transición (en hectáreas) de los mapas de uso del suelo de los años 1986 y 2018.....	56
Anexo 4. Matriz de transición (en hectáreas) de AC de 1986 y 2018.	56
Anexo 5. Matriz de transición (en hectáreas) de AP de 1986 y 2018.	57

**ANÁLISIS DE DEFORESTACIÓN Y FRAGMENTACIÓN
DENTRO Y FUERA DEL PARQUE NACIONAL YASUNÍ:
ÁREA TIPUTINI, PROVINCIA DE ORELLANA**

RESUMEN

En el presente estudio se evaluó la deforestación y fragmentación del bosque nativo entre 1986 y 2018 en la zona Este de la provincia de Orellana, cantón Aguarico en las parroquias: Tiputini, Nuevo Rocafuerte, Santa María de Huiririma y Capitán Augusto Rivadeneira, la zona de estudio posee un área de 374 481 ha de las cuales el 43% corresponde al Parque Nacional Yasuní, un área de importancia global por su alta biodiversidad. A través de la clasificación supervisada de las imágenes satelitales de Landsat, se determinó los cambios de uso del suelo mediante la herramienta *Land Change Modeler* de TerrSet, se utilizaron *GUIDOS* y *FRAGSTATS* para cuantificar la fragmentación dentro y fuera del parque. Los resultados muestran que hay dominio de cobertura de bosque nativo en el área de estudio, sin embargo, existe una mayor dinámica de deforestación y la fragmentación en área circundante. En el área protegida, la tasa de deforestación fue de 9,9 ha/año, lo que representa una pérdida de 317 ha de cobertura de bosque, de las cuales 284 ha se transformaron en usos antrópicos en 2018; con respecto a la fragmentación, hay pérdida de área núcleo de 0,64%, incrementado el número y la densidad de parches (29 y 28,93% respectivamente), por el contrario, el tamaño medio de parche disminuye en 22,64%. En área circundante la tasa de deforestación fue de 91,28 ha/año, lo que representa una pérdida de 2 921 ha de bosque nativo, los mayores cambios sucedió por usos antrópico con 2 412 ha estos cambios son perceptible en las riberas del río Napo y Yasuní; en cuanto a la fragmentación existe una pérdida de 3,30% de área núcleo, aumentado las islas en 221,39% y los bordes en 63,21%, de la misma manera incrementó el número y densidad de parches en 121,8 y 123,3% respectivamente, por el contrario disminuye, el tamaño medio del parche en 55,91%.

Palabras clave: Cambios de cobertura, Área protegida, Deforestación, Fragmentación, Parque Nacional Yasuní.

ABSTRACT

This research assessed the deforestation and fragmentation of the native forest between 1986 and 2018 in the eastern part of the province of Orellana, Aguarico canton in the parishes: Tiputini, Nuevo Rocafuerte, Santa María de Huiririma and Captain Augusto Rivadeneira , the study area has an area of 374 481 ha of which 43% corresponds to the Yasuní National Park, an area of global importance due to its high biodiversity. Through the supervised classification of Landsat satellite images, land-use changes were determined using TerrSet's Land Change Model tool, GUIDOS and FRAGSTATS were used to quantify fragmentation in and out of the park. The results show that there is native forest coverage domain in the study area; however, there is greater dynamics of deforestation and fragmentation in the surrounding area. In the protected area, the rate of deforestation was 9.9 ha/year, representing a loss of 317 ha of forest cover, of which 284 ha were converted into anthropic uses in 2018; fragmentation, there is core area loss of 0.64%, increased the number and density of patches (29 and 28.93% respectively), on the other hand, the average patch size decreases by 22.64%. In surrounding area the rate of deforestation was 91.28 ha/year, representing a loss of 2 921 ha of native forest, the biggest changes happened by anthropic uses with 2 412 ha these changes are noticeable on the banks of the Napo and Yasuní rivers; fragmentation results in a loss of 3.30% of core area, increasing islands by 221.39% and edges by 63.21%, in the same way increased the number and density of patches by 121.8 and 123.3% respectively, on the contrary decreases, the average size of the patch by 55.91%.

Keywords: Land Change, Protected area, Deforestation, Fragmentation, Yasuni National Park.

1. INTRODUCCIÓN

Los bosques tropicales poseen diversidad biológica y cultural más rica en la tierra (Finer, Jenkins, Pimm, Keane y Ross, 2008), proporcionan recursos y servicios, entre ellos la regulación del clima global a través el almacenamiento de carbono (Scharlemann *et al.*, 2010; Pan *et al.*, 2011), la regulación de flujos de energía y agua (Bonan, 2008). Por otro lado, estos servicios ecosistémicos en los Trópicos están actualmente bajo presión, debido a las actividades antropogénicas y al cambio climático (Tolessa, Senbeta y Kidane, 2017). Entre las actividades humanas se incluyen cambios en el uso del suelo en el Trópico impulsados por actividades agrícolas, asentamientos y minería (Kindu, Schneider, Teketay y Knoke, 2016).

La deforestación no solo disminuye la superficie de los bosques, sino también altera la configuración, composición y sus funcionalidades de paisaje, aumentando el aislamiento de hábitats y los efectos de borde (Tapia, Homeier, Espinosa, Leuschner y de la Cruz, 2015). Esto conlleva a tener paisajes con parches o segmentos de bosques, conocidos como fragmentación (Morera, Pinto y Romero, 2010).

En los últimos años, las políticas de conservación se han intensificado, mediante la creación de áreas protegidas, preservando el 15,4% de la superficie terrestre mundial (Juffe-Bignoli *et al.*, 2014). El objetivo de las áreas es mantener los servicios del ecosistema (por ejemplo, la seguridad alimentaria, suministro de agua) para mejorar la salud y el bienestar de la población (Dudley, Groves, Redford, y Stolton, 2014). Además, las áreas protegidas se han convertido en el eje principal para fortalecer la resiliencia climática (Joppa y Pfaff, 2009; Scharlemann *et al.*, 2010) y mitigar los efectos del cambio climático (Jalmacin, González, Mendoza y Silva, 2017).

Debido a su efectividad de conservación, las áreas protegidas se consideran un elemento importante del paisaje para evitar la deforestación (Cuenca, Arriagada, y Echeverría, 2016). Aunque la mayoría de las áreas protegidas intentan restringir la tala de bosque (Jalmacin *et al.*, 2017), se han reportado cambios de cobertura forestal y fragmentación en áreas protegidas y alrededores por actividades antropogénicas (Finer *et al.*, 2008; Joppa y Pfaff, 2009).

El Nororiente Ecuatoriano, contiene una de las áreas biológicamente más diversas y al mismo tiempo es hogar de aproximadamente 30 mil indígenas (Mena, 2013). A pesar de presiones de un rápido desarrollo por políticas públicas vinculadas al acceso y control del espacio amazónico y creciente amenazas de sus ecosistemas (Bass *et al.*, 2010; RAISG, 2015; Suárez *et al.*, 2009), aún no se han estudiado los patrones espaciales de deforestación y

fragmentación forestal con el fin de conservación de biodiversidad y planificación del paisaje en el Nororiente Ecuatoriano. Existe pocos estudios en paisajes con bosque tropical con presencia de áreas protegidas, donde el desarrollo de proyectos petroleros es actualmente la principal amenaza (Armenteras y Eraso, 2014; Cuenca *et al.*, 2016).

Por la importancia del estudio de los cambios de uso de suelo en un área de alto valor ecológico y con alta presión de desarrollo, se realizó el presente estudio, para analizar la deforestación y fragmentación forestal dentro y fuera del Parque Nacional Yasuní, en las parroquias: Tiputini, Nuevo Rocafuerte, Santa María de Huiririma y Capitán Augusto Rivadeneira del cantón Aguarico.

Por otro lado, este estudio podría aportar a organismos de carácter ambiental como insumo técnico para procesos de intervención en el manejo de recursos naturales, en zonas con alta biodiversidad, donde existe presión por actividades antrópicas. De la misma manera permitiría analizar la importancia de las áreas protegidas para reducir la deforestación y fragmentación del paisaje.

Por lo antes mencionado el presente estudio se desarrolló con el fin de:

Analizar la dinámica de cambios de cobertura vegetal y uso del suelo en el Parque Nacional Yasuní y su zona de amortiguamiento: área Tiputini

Objetivo específicos

- Analizar los cambios de cobertura vegetal y uso del suelo, mediante técnicas de teledetección y sistemas de información geográfica.
- Identificar los patrones de deforestación y fragmentación de cobertura vegetal, mediante parámetros morfológicos espaciales.

2. REVISIÓN DE LITERATURA

En el presente capítulo se describen los conceptos generales, que se relacionan directamente con los objetivos de la investigación, lo cual permite tener conocimiento actualizado y un soporte teórico científico.

2.1. Áreas protegidas

La definición más utilizada de Área Protegida según UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza), señala como un espacio geográfico claramente definido, reconocido, gestionado y dedicada a la protección, mantenimiento de la biodiversidad biológica y de los servicios de los ecosistemas y culturales asociados, manejados a través de medios legales u otros medios eficaces, para lograr la conservación a largo plazo de la naturaleza (UICN, 2014).

Las áreas protegidas tienen varios objetivos, entre los que se mencionan: investigación científica, protección de la vida silvestre, preservación de especies y ecosistemas, mantenimiento de servicios de los ecosistemas, protección de características específicas naturales y culturales, turismo y recreación, educación, uso sostenible de los recursos naturales y mantenimiento de atributos naturales y culturales (Garces, 2008).

Según Juffe-Bignoli *et al.*, (2014) la cobertura de áreas protegidas terrestres ha aumentado en aproximadamente 1 millón de kilómetros cuadrados desde 2010, y 126,000 kilómetros cuadrados desde 2012. En total, 20.6 millones de kilómetros cuadrados (15.4%) de tierra y las áreas de aguas continentales forman parte de las áreas protegidas. Para cubrir el 17% de terrestre y aguas continentales, como se propone en la Meta 11 de Aichi para la Diversidad Biológica, se necesitaría 2,2 millones de kilómetros cuadrados adicionales de áreas protegidas.

Muchas áreas protegidas existentes se encuentran en tierras de poco valor social, cultural o económico; por ejemplo, casquetes polares, desiertos y montañas, y no necesariamente en lugares con alta importancia ecológica (Pfaff, Robalino, Sanchez-Azofeifa, Andam, y Ferraro, 2009). Para lograr los objetivos reales de las áreas protegidas un real funcionamiento con representación ecológica e integral, se requerirá de la creación de nuevas áreas protegidas en lugares donde existen presiones humanas mayores en la tierra y agua (Pabon-Zamora *et al.*, 2008).

Las áreas protegidas están ampliamente reconocidas como una política importante para la conservación de la biodiversidad (Fearnside y Laurance, 2004). Un estudio sobre la efectividad de los parques en la protección de la biodiversidad tropical, demostró que el 97% de las áreas protegidas evaluadas estaban ecológicamente en mucho mejor condición que las áreas circundantes, con relación a la deforestación de más del 80% de los parques sufrieron menos tala ilegal (Bruner, 2001).

Según Cuenca *et al.*, (2016), la deforestación en sistema de áreas protegidas de bosques tropicales andinos de Ecuador entre 1990 y 2008 se redujo en aproximadamente el 6% de los bosques protegidos. Estos habrían sido deforestados si no hubieran sido protegidos.

2.1.1. Áreas protegidas del Ecuador

Las áreas protegidas constituyen la solución natural efectiva a nivel global, para contrarrestar los procesos de deforestación y cambios de uso del suelo (Juffe-Bignoli *et al.*, 2014). Las áreas protegidas amazónicas del Ecuador son un claro ejemplo ya que almacenan 708 millones de toneladas de carbono y ayudan a la mitigación del cambio (MAE, 2017a).

El Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) abarca cuatro regiones del país y alberga 56 reservas naturales que se extienden en aproximadamente el 20% de la superficie del Ecuador. El sistema nacional de áreas protegidas está constituido por cuatro subsistemas: 1) Estatal, 2) Autónomo descentralizado, 3) Comunitario y 4) Privado (MAE, 2017a).

2.1.2. Parque Nacional Yasuní

El Parque Nacional Yasuní (PNY), ha sido reconocido como el lugar con mayor biodiversidad del planeta (Bass *et al.*, 2010). Se encuentra dentro del "núcleo del Amazonas", una región particularmente húmeda con altas precipitaciones anuales y sin estación seca severa (Killeen y Solorzano, 2008). Sus ecosistemas únicos, han evolucionado desde la formación de la selva Amazónica hace 25 millones de años y han sobrevivido los rigores de las glaciaciones del Pleistoceno (Bass *et al.*, 2010). Creada en 1979, cubre aproximadamente 1'022.736 hectáreas y posee una zona de amortiguamiento de 10 kilómetros en todas las direcciones excepto hacia el este, donde se encuentra con la frontera entre Ecuador y Perú (MAE, 2014).

Las razones para proteger son: 1) Gran tamaño y carácter de vida silvestre, 2) conjunto de grandes vertebrados intactos, 3) la probabilidad de mantener las condiciones de la selva húmeda y mientras se anticipa que la sequía inducida por el cambio climático se intensifica en la Amazonía oriental (Bass *et al.*, 2010).

La extracción de petróleo en PNY pone en riesgo la conservación de la flora y fauna, varios proyectos a gran escala se desarrollan dentro del parque y su zona de amortiguamiento (RAISG, 2015). Las concesiones petroleras cubren la mitad norte de PNY y se han construido cuatro caminos de acceso de petróleo en el parque o su zona de amortiguamiento (Municipio de Aguarico, 2014). Estos caminos han facilitado la colonización, la deforestación, la fragmentación y la caza excesiva de fauna en la sección noroeste del parque (Suárez *et al.*, 2009), y la tala ilegal en el sur y el oeste (Killeen y Solorzano, 2008).

2.1.3. Cambios de y uso de suelo

El cambio de uso de suelo se refiere a la dinámica de las prácticas de apropiación del territorio, está relacionado a las actividades humanas o a las funciones económicas asociadas con una porción específica del suelo (Lillesand, Kiefer, y Chipman, 2014). Es importante el estudio de cambios de uso del suelo, para el monitoreo, la gestión de recursos y la planificación, esto permite desarrollar estrategias para la conservación y el uso más eficiente de los recursos naturales (NRCAN, 2015).

2.1.4. Cambios de usos de suelo en el Ecuador

En Ecuador en los últimos años el 99,4% de áreas deforestadas son transformadas en áreas agropecuarias, el 0,23% a infraestructura, urbanas y asentamientos rurales densos, y 0,37% a otros (Sierra, 2013). La expansión del área agropecuaria total también depende de la deforestación, aproximadamente el 95% del incremento del área agropecuaria, se generan mediante la transformación de áreas de bosque a cultivos y pasto; el área deforestada para crear infraestructura, y especialmente asentamientos, decreció 30% en los últimos años (MAE, 2017b).

2.2. Deforestación

La deforestación se refiere a la desaparición de masas de bosques, estos procesos se dan por el cambio de uso del suelo y se les atribuye de manera directa a las actividades humanas (Lamberechts, 2010). Es un proceso dinámico asociado a cambios sociales, políticos, económicos y las tendencias de pérdida de bosques, desde 1985 hasta el presente (RAISG, 2015). Los cambios y las causas se deben al proceso de la globalización, la demanda de consumos de alimentos y la urbanización asociando al crecimiento poblacional (Ramankutty *et al.*, 2006).

En el Ecuador en 1990, la cobertura de vegetación natural fue de 15 519 590 hectáreas, que representa el 62% del territorio nacional dividida entre bosques nativos 12 896 224 hectáreas, páramos 1 440 093 hectáreas, vegetación arbustiva 946 567 hectáreas y vegetación herbácea 236 706 hectáreas (Sierra, 2013). El mayor porcentaje de cobertura natural se encuentra en la región amazónica. Para esta fecha también existía un remanente importante de bosques naturales en la región noroccidental del país, principalmente en las provincias de Esmeraldas, Pichincha, Imbabura y Carchi (MAE, 2013).

La superficie de bosque nativo entre los periodos de 1990 – 2000 se evidencia mayor pérdida, con deforestación neta anual promedio de 92 742 ha /año, a partir del año 2000 los bosques disminuyen en una menor proporción; entre los periodos 2000-2008 la deforestación neta anual promedio de 77 748 ha/año, para el periodo 2008 – 2014, son más bajos que en los periodos anteriores, con una deforestación neta anual promedio de 47 497 ha/año. En el periodo 2014 y 2016, posee una deforestación neta anual promedio de 61 112 ha/año (MAE, 2017b).

El área cubierta por vegetación natural en el Ecuador continental para el año 2016 corresponde a 14 992 685 hectáreas, que corresponde a 50,73% de área continental, de las cuales 12 631 198 de hectáreas corresponden a bosque nativo, de esto, el 74% de bosque nativo se encuentran en la amazónica, las provincias con mayor superficie de bosque nativo son: Pastaza, Orellana, Morona Santiago, Sucumbíos, Napo y Esmeraldas (MAE, 2017b).

El descubrimiento del petróleo marcó una división entre dos períodos de la historia del Nororiente. La primera etapa antes de la explotación del petróleo, el paisaje natural tenía un mínimo impacto humano. La segunda etapa es después de 1967 cuando Texaco perforó su primer pozo petrolero, caminos y vías fueron abiertos, oleoductos generados y los colonos comenzaron a poblar el bosque (Mena, 2013).

La provincia de Orellana, es una de las provincias con mayor cobertura vegetal y con mayor porcentaje de extensión de SNAP del Ecuador. El 90% de la extensión de la provincia está cubierta por la vegetación lo que corresponde a una extensión de 19 417 kilómetros cuadrados. Sin embargo, es también la provincia con mayor contaminación donde extrae el 60% del petróleo del país (Arruti, 2011).

La deforestación en esta provincia es principalmente provocada por un cambio en el uso del suelo. Hay dos tipos de cambio de suelo que se han dado en Orellana: 1) la transformación del suelo forestal en un suelo para la construcción de infraestructura; y 2) la

transformación del suelo forestal en un suelo para la actividad agropecuaria, una de las más importantes dentro de la provincia (Arruti, 2011).

El cantón Aguarico posee los más bajos índices de deforestación, por ser un cantón distante donde no existen vías terrestres de acceso, y donde la mayor parte del territorio está conformado por áreas protegidas o sea propiedad de comunidades indígenas, influye en que sea un cantón inaccesible para la deforestación y el aprovechamiento forestal (Arruti, 2011). La zona del eje fluvial de río Napo, es el área con mayor cambio, donde se desarrolla actividades agropecuarias, actividades de servicios comunitarios y crecimiento de los poblados urbanos de Tiputini y Nuevo Rocafuerte. (Municipio de Aguarico, 2014).

2.3. Ecología del paisaje

La ecología del paisaje es multidisciplinaria, vive un desarrollo constante (Sánchez y Fernández, 2012). Existe muchas definiciones de paisaje utilizadas, según Fahrig, (2005) la ecología del paisaje es el estudio de cómo la estructura del paisaje afecta (los procesos que determinan) la abundancia y distribución de los organismos. En el lenguaje estadístico, las variables de "respuesta" en la ecología del paisaje son variables de abundancia / distribución / proceso, y las "predicciones" son variables que describen la estructura del paisaje.

En la actualidad, es una perspectiva científica consolidada y reconocida, que intenta comprender y resolver algunos de los principales retos ambientales contemporáneos en la conservación del patrimonio natural y cultural, que se lo define con una visión holística (Vila, Varga, Llausàs, y Ribas, 2006). El interés de estudio del paisaje desde la perspectiva de la ecología pone el énfasis en los efectos que tiene los patrones espaciales en los diferentes tipos de usos del suelo (Morera et al., 2010). Estos patrones son los resultados de las interacciones naturales y de las actividades antrópicas, las imágenes satelitales proporcionan insumo básico para el análisis de los mosaicos espaciales y su estructura (Chassot y Morera, 2007).

La composición y estructura del paisaje se describen como “heterogeneidad ambiental” y se expresan como patrones espaciales (Fahrig, 2005). El elemento básico para la interpretación del paisaje es el concepto de mosaico, está integrado en tres grandes tipos de elementos: 1) fragmentos, 2) corredores y 3) matriz (Chassot y Morera, 2007).

2.4. Fragmentación

La fragmentación de los ecosistemas es para muchos ecólogos uno de los procesos que afectan severamente a la biodiversidad, se considera que tiene un efecto negativo sobre especies de flora y fauna y sobre algunos procesos ecológicos (Morera *et al.*, 2010). Cuanto

más pequeños son los fragmentos de bosque remanente, resultantes del proceso de perturbación, menor será la densidad de las poblaciones y mayor el riesgo de extinción de especies, porque la fragmentación en muchos de los ambientes, produce un aislamiento geográfico de los ecosistemas (Forman, 1995). Cuando las distancias entre grandes parches de bosque u otro ecosistema, es muy distante se reduce la probabilidad de recolonización de la vegetación desde su núcleo o interior y la calidad del hábitat que le rodea (Morera *et al.*, 2010).

Un bosque fragmentado puede ser descrito por atributos como número de fragmentos, tamaño, forma y grado de aislamiento, éstos pueden estar rodeados de vegetación secundaria, cultivos, asentamientos humanos y vías de acceso, este efecto de borde puede ser importante si los fragmentos son alargados o de formas irregulares (Acosta, 2001). La fragmentación de bosques y la tala selectiva son dos motores principales del cambio ambiental global y modifican la biodiversidad y las condiciones ambientales en muchos bosques tropicales (Schleuning *et al.*, 2011).

El paisaje está compuesto por tres tipos de elementos: 1) matriz, 2) fragmentos (también llamados parches o polígonos) y 3) corredores (Chassot y Morera, 2007). Los fragmentos son los polígonos discretos que pueden llegar a individualizarse en la fotointerpretación como en campos de cultivo, fragmentos de bosque, pastos, núcleos de población, edificios aislados, láminas de agua, otros (Morera *et al.*, 2010). Los fragmentos son unidades físicas observables y cuantificables a través del cálculo de atributos como la forma, tamaño, distribución espacial, cercanía entre fragmentos, lo cuales pueden ser individuales y/o de distintos usos del suelo (McGarigal, 2015).

El proceso de fragmentación no ocurre al azar, las áreas más accesibles de topografía poco accidentada y con alta productividad son las primeras en ser alteradas por la actividad agrícola, asentamientos humanos o extracción forestal (Sun y Southworth, 2013). La fragmentación de un bosque ocurre cuando el tamaño de los fragmentos disminuye y el aislamiento aumenta, con lo que se conforman los llamados “hábitat-isla” (Navarro, González, y Amparán, 2015).

En los bosques tropicales, donde existe altas tasas de deforestación, no solo disminuye la cobertura de bosque, sino también la fragmentación, estos fragmentos están rodeados por una matriz agrícola o ganadera, lo cual hace que estos ecosistemas vuelvan más vulnerables, lo cual ha llevado a la reducción de poblaciones de ciertas especies (Morera *et al.*, 2010).

2.4.1. Métricas de fragmentación

Las métricas de fragmentación aportan interesantes datos numéricos sobre la composición y la configuración de los paisajes. La selección de índices de fragmentación se realiza en función de su capacidad para caracterizar diversos aspectos de fragmentación como: tamaño de parche, configuración espacial, forma del parche, entre otros (McGarigal, 2015). Existe una gran variedad de software desarrollado con la finalidad de cuantificar las características de la estructura del paisaje, en el presente estudio se utilizó *GUIDOS versión 2.8* y *FRAGSTAT versión 4.2.1* para cuantificar la fragmentación.

2.4.1.1. Clasificación morfológica de la fragmentación con *GUIDOS versión 2.8*

Guidos Toolbox proporciona diferente manera de evaluar la fragmentación, centrándose en aspectos específicos de la fragmentación (Vogt y Riitters, 2017). Los conceptos de morfología matemática son ampliamente utilizados en el análisis de imágenes digitales y es parte más importante de GuidosToolbox (Soille y Vogt, 2009). El análisis de patrones espaciales morfológicos (MSPA, por sus siglas en inglés), es una secuencia personalizada de operadores morfológicos matemáticos orientados a la descripción de la geometría y la conectividad de los componentes de la imagen. Basándose únicamente en conceptos geométricos, se puede aplicar a cualquier escala y a cualquier tipo de imágenes digitales en cualquier campo de aplicación (Vogt y Riitters, 2017).

Uno de los componentes clave en GuidosToolbox es el análisis de patrones espaciales MSPA (Soille y Vogt, 2009). MSPA realiza una segmentación en una imagen binaria para detectar y localizar clases de características morfométricas mutuamente excluyentes que describen la forma, la conectividad y la disposición espacial de los objetos de imagen en un mapa categórico. Como resultado se obtiene siete diferentes patrones: núcleo, islas, perforación, borde, lazos y puente (Figura 1).

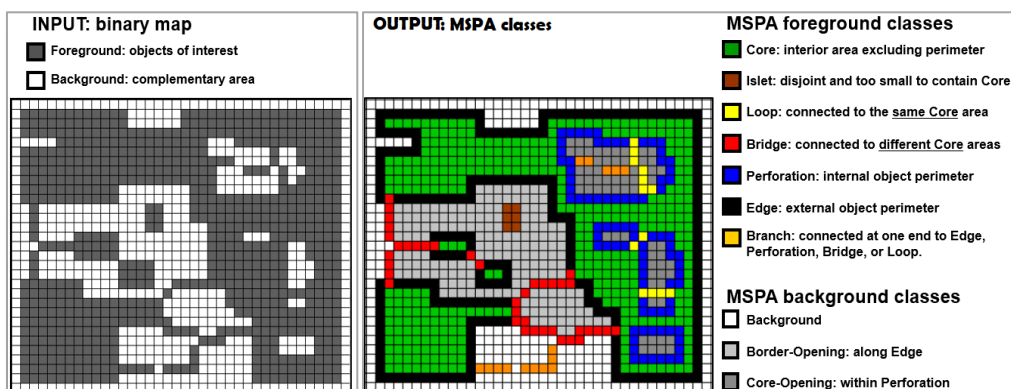


Figura 1. Ilustración y definición de clases genéricas de MSPA

Fuente: (Vogt y Riitters, 2017)

Los siete indicadores de fragmentación son los siguientes:

- **Núcleo:** Indica la presencia y abundancia de hábitat. El bosque central es uno de los indicadores más comunes en la investigación de fragmentación porque el hábitat central es esencial para las especies forestales y proporciona una representación simple de la compacidad del bosque. Los valores más altos en proporción al núcleo indican niveles más bajos de fragmentación (Estreguil y Mouton, 2009).
- **Perforación:** Expresa el grado en que los efectos de borde, que se introducen en el interior del bosque central, representando parches no forestales dentro de parches de bosque principalmente compactos. Los valores más altos en la proporción perforada indican altos niveles de fragmentación dentro del bosque central, sin embargo, valores muy bajos podrían ser una indicación de que no hay suficiente bosque central para permitir la perforación (Riitters, Vogt y Soille, 2009).
- **Puente:** Representa la conectividad estructural entre parches de bosque central. Los valores más altos en el puente proporcional indican una mayor conectividad entre parches de bosque, pero pueden indicar niveles altos de fragmentación (Vogt *et al.*, 2007).
- **Borde:** los píxeles del bosque de borde son la zona de transición entre el bosque central y el no bosque central (restando la unión del núcleo y perforados de la dilatación del núcleo) (Wickham, Riitters, Wade y Vogt, 2010).
- **Isla:** Indica la presencia de parches de bosque aislados que no son del núcleo. Los islotes forestales son restos de bosques pequeños y empobrecidos que no pueden apoyar los servicios de los ecosistemas. Los valores más altos en el islote proporcional indican una mayor fragmentación. Alternativamente, los islotes también podrían verse como un proxy potencial para los "escalones" del hábitat entre parches de bosque central (Estreguil y Mouton, 2009).
- **Rama del corredor:** Las ramas de los píxeles del bosque del corredor no tienen bosque central y se conectan en un extremo solo al corredor (las ramas esqueléticas se conectan en un extremo al corredor) (Wickham *et al.*, 2010).
- **Lazo:** Píxeles de primer plano que conectan un área del núcleo a sí mismo (Wickham *et al.*, 2010).

2.4.1.2. Métricas espaciales con FRAGSTATS versión 4.2.1

Se puede determinar en tres niveles de fragmentación.

- **A nivel de parche:** Los cálculos se aplican a cada fragmento individualmente. Es el nivel más adecuado, para determinar que fragmento tiene mayor superficie.
- **A nivel de clase:** Los cálculos se aplican a cada conjunto de fragmentos de la misma clase, es decir, a aquéllos que tienen el mismo valor o que representan el mismo tipo de uso del suelo.
- **A nivel de paisaje:** Los cálculos se aplican al conjunto del paisaje, es decir, a todos los fragmentos y clases a la vez.

A continuación, se detallan cuatro métricas espaciales utilizados en este estudio.

- **Numero de parches (NP):** La cantidad de parches de un tipo de parche en particular, El número de parches es probablemente el más valioso para calcular otras métricas, más interpretables. Se debe tener en cuenta que la elección de la regla de 4 vecinos o de 8 vecinos para delimitar parches tendrá un impacto en esta métrica (McGarigal, 2015).
- **Densidad de parche (PD):** La densidad del parche es un aspecto limitado, pero fundamental del patrón de paisaje. La densidad de parches tiene la misma utilidad básica que el número de parches, facilita las comparaciones entre paisajes de diferentes tamaños. Se debe tener en cuenta que la elección de la regla de 4 vecinos o de 8 vecinos para delinear parches tendrá un impacto en esta métrica. La unidad de medida es de número de parche por 100 hectáreas (McGarigal, 2015).
- **Tamaño medio de parche (AREA_MN):** Es igual a la suma, de todos los parches del tipo de cobertura correspondiente, dividido por el número de parches del mismo tipo (McGarigal, 2015).
- **Índice de forma (SHAPE_MN):** Mide la complejidad de la forma (McGarigal, 2015).

2.5. Teledetección y Sistemas de Información Geográfica (SIG)

La teledetección se basa en un sistema de adquisición de datos a distancia sobre la biosfera, que está basado en las propiedades de la radiación electromagnética (Chuvienco, 2008). Esta energía electromagnética captada por un sensor, se extrae la información valiosa mediante algoritmos matemáticos y estadísticos, por lo tanto, es una actividad científica (Jensen, 2013).

Cualquier sistema de teledetección consta de tres elementos fundamentales: 1) sensor, 2) objeto observado y 3) flujo energético, que permita poner a ambos en relación. De este modo se derivan las tres formas de adquirir información a partir de un sensor remoto: 1) por reflexión, 2) por emisión y 3) por emisión-reflexión (Chuvienco, 2008).

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) constituyen una importante herramienta en las tareas de planificación ambiental y ordenación del territorio (Chuvienco, 2008). Con ellos es posible resolver con más facilidad complejos problemas de actividades al territorio (Aguilar, Mora y Vargas, 2014). Estos sistemas son capaces de manejar datos de ubicación, de atributos sobre dichas características, que permiten la asignación o visualización automatizada para analizar las características, por lo tanto, uno de los beneficios más importantes de un SIG es la capacidad de interrelacionar espacialmente con múltiples tipos de información provenientes de una variedad de fuentes (Jensen, 2013).

2.6. Sensores remotos

Los sensores remotos permiten obtener información sobre las superficies terrestres y acuáticas, utilizando imágenes adquiridas desde una perspectiva aérea, utilizando radiación electromagnética en una o más regiones del espectro electromagnético, reflejadas o emitidas desde la superficie de la Tierra (Campbell y Wynne, 2011).

El avance de la teledetección en las últimas décadas permite obtener información de la superficie terrestre en diferentes rangos de frecuencia o longitud de onda del espectro, permitiendo la discriminación de los diferentes materiales y visualizar su distribución regional (Chuvienco, 2008).

2.6.1. Resolución de un sistema sensor

Se define como la capacidad para discriminar información de detalle; en definitiva, el concepto de resolución implica cuatro manifestaciones: 1) espacial, 2) espectral, 3) radiométrica y 4) temporal (Chuvienco, 2008).

a. Resolución espectral

Se refiere a la capacidad de un sensor para distinguir el comportamiento de los objetos en distintas bandas del espectro. La resolución espectral depende del número, la ubicación de la longitud de onda y la estrechez de las bandas espectrales en las que un sensor recopila datos de imagen, pueden ir desde una banda ancha única (para imágenes pancromáticas), a unas pocas bandas amplias (para imágenes multiespectrales), o muchas bandas muy estrechas (para imágenes híper-espectrales) (Lillesand *et al.*, 2014).

b. Resolución radiométrica

Hace mención a la sensibilidad del sensor, es decir a su capacidad para detectar variaciones en la radiancia espectral que recibe. va del nivel 0 hasta 256; el cero (0) equivale al color negro, y el 256 al color blanco, existiendo una gama de grises en el rango indicado. Al conjunto de la resolución espectral y espacial se le conoce como resolución radiométrica. Cuanto más fina sea la resolución radiométrica, mayor será la calidad de la interpretación de una imagen (Lillesand *et al.*, 2014).

c. Resolución espacial

Se refiere al objeto más pequeño que puede ser distinguido sobre una imagen, la resolución espacial de un sensor de observación terrestre cubre niveles de detalles bastantes diversos, juega un papel importante en la interpretación de la imagen ya que se refiere al nivel de detalle que ésta ofrece (Chuvienco, 2008). Landsat 5 TM (Thematic Mapper) posee resolución espacial de 30 metros para las bandas 1 a 5 y 7. La resolución espacial para la banda 6 (infrarrojo térmico) es de 120 metros. Las imágenes Landsat 8 OLI (Operational Land Imager) y el sensor infrarrojo térmico consisten en nueve bandas espectrales con una resolución espacial de 30 metros para las Bandas 1 a 7 y 9. La resolución para Banda 8 es de 15 metros. Las bandas térmicas 10 y 11 es de 100 metros (USGS, 2019).

d. Resolución temporal

Relacionado con la frecuencia de cobertura que proporciona el sensor, determinando la periodicidad en fechas con la que se registran los datos de la misma porción de la superficie terrestre (Chuvienco, 2008). Para Landsat 5 y 8 la resolución temporal es de 16 días (USGS, 2019).

2.6.2. Imágenes Landsat

a. Landsat 5

El 1 de marzo de 1984, la NASA lanzó Landsat 5, fue diseñado y construido con el sistema de escáner multiespectral y los instrumentos Thematic Mapper (Landsat Science, 2019). Las imágenes consisten en seis bandas espectrales, con una resolución espacial de 30 metros para las bandas 1-5 y 7 y una banda térmica (banda 6) de 120 metros (Tabla 1) (USGS, 2019).

Tabla 1. Características de las imágenes de satélite Landsat 5

Sensor	Número de banda	Nombre de banda	Longitud de onda (μm)	Resolución (m)
TM	1	Azul	0,43–0,45	30
TM	2	Verde	0,45–0,51	30
TM	3	Rojo	0,53–0,59	30
TM	4	Infrarrojo cercano (NIR)	0,64–0,67	30
TM	5	Banda de onda corta (SWIR) 1	0,85–0,88	30
TM	6	Térmica	1,57–1,65	120
TM	7	Infrarrojo de onda corta (SWIR) 2	2,11–2,29	30

Fuente: (USGS, 2019).

b. Landsat 8

Landsat 8 fue lanzado el 11 de febrero de 2013, los instrumentos de Landsat 8 representan un avance evolutivo en la tecnología. OLI y TIRS, mejora los sensores Landsat anteriores, es un sensor de barrido de empuje con un telescopio de cuatro espejos y una cuantificación de 12 bits. OLI recopila datos para bandas espectrales de infrarrojo visible, infrarrojo cercano y de onda corta, así como una banda pancromática, proporciona dos nuevas bandas espectrales, una diseñada especialmente para detectar nubes cirrus y la otra para observaciones de zonas costeras (Tabla 2) (USGS, 2019).

Tabla 2. Características de las imágenes de satélite Landsat 8

Sensor	Número de banda	Nombre de banda	Longitud de onda (μm)	Resolución (m)
OLI	1	Aerosol costero	0,43–0,45	30
OLI	2	Azul	0,45–0,51	30
OLI	3	Verde	0,53–0,59	30
OLI	4	Rojo	0,64–0,67	30
OLI	5	Infrarrojo cercano NIR	0,85–0,88	30
OLI	6	SWIR 1	1,57–1,65	30
OLI	7	Infrarrojo de onda corta (SWIR) 2	2,11–2,29	30
OLI	8	Pancromático	0,50–0,68	15
OLI	9	Cirrus	1,36–1,38	30
TIRS	10	Infrarrojo térmico TIRS 1	10,60–11,19	100
TIRS	11	Infrarrojo térmico TIRS 2	11,50–12,51	100

Fuente: (USGS, 2019).

2.7. Procesamiento de imagen satelital

Tiene como objetivo corregir los datos de una imagen distorsionada como: la eliminación de ruidos, corrección radiométrica y corrección geométrica, entre otros, para crear una representación más fiel de la escena original y mejorar la utilidad para su posterior manipulación (Lillesand *et al.*, 2014).

2.7.1. Corrección geométrica

Corrige los desplazamientos y distorsiones geométricas presentes en una imagen, causados por la inclinación del sensor, variación en altitud, la influencia del relieve y los errores sistemáticos asociados con la imagen, muchas de estas correcciones se realizan automáticamente por los proveedores de datos de imagen, sin embargo, el analista puede realizar correcciones y transformarlas en un sistema de coordenadas estándar (Lillesand *et al.*, 2014). Esta parte del proceso es importante para el estudio de la dinámica de cambios de cobertura de suelo entre dos imágenes de la misma zona y distintas fechas, pues tiene implicaciones directas en la precisión de la posición de los resultados a obtener en el procesamiento (Chuvieco, 2008).

2.7.2. Corrección radiométrica

Mejora la precisión de la reflectancia espectral, a lo largo del año hay cambios de la intensidad de radiación solar incidente de la superficie de la tierra, por lo tanto, es necesario aplicar una corrección de la elevación del sol y una corrección de la distancia tierra-sol

(Lillesand *et al.*, 2014). Este proceso permite convertir la información de la imagen original (bruta) de cada píxel, de Niveles Digitales -ND- a Niveles de Reflectancia (Aguilar *et al.*, 2014). También es conveniente su aplicación en el caso de utilizar imágenes de diferentes tipos de sensores, pues permite normalizar las diferencias de valores de la radiación solar causados por las diferencias de los rangos espectrales entre las bandas de las imágenes. En general con estas correcciones se busca minimizar los errores que influyen en la radiación o en el valor radiométrico de cada elemento captado en la escena (Chuvienco, 2008).

2.8. Métodos de clasificación de imágenes satelitales

La clasificación digital de imágenes tiene como objeto de asignar píxeles a las clases, los píxeles dentro de las clases son espectralmente más similares entre sí que a los píxeles en otras clases (Campbell y Wynne, 2011). Existen dos tipos de clasificación de imágenes: 1) clasificación supervisada y 2) clasificación no supervisada.

2.8.1. Clasificación no supervisada

La clasificación no supervisada se define como proceso de agrupación de píxeles con valores digitales similares para todas las bandas y cada una de estas agrupaciones son llamadas clases espectrales (Galindo, Espejo, Vergara y Cabrera, 2014). En general se usa cuando se conoce poco sobre los datos antes del proceso de clasificación y se tiende a obtener el número de clases posibles, para luego ser analizadas y reagrupadas para reducir el número final de clases. La clasificación no supervisada está en condición de ofrecer una información subjetiva, basándose en la realidad del área de estudio. Tanto en la clasificación supervisada como la no supervisada, las poblaciones de píxeles de las diferentes categorías deben tener caracteres espectrales homogéneos (Chuvienco, 2008).

2.8.2. Clasificación supervisada

La clasificación supervisada parte de cierto conocimiento de la zona de estudio, esta mayor familiaridad con el área de interés, permite delimitar sobre la imagen unas áreas suficientemente representativas de cada una de las categorías que componen (Chuvienco, 2008). El analista define las áreas de entrenamiento, para cada categoría mediante la identificación de regiones en la imagen. Dichas áreas deben incorporar las propiedades espectrales de las categorías que representan, deben ser homogéneas; las áreas de entrenamiento no deberían incluir regiones inusuales, tampoco incluir límites entre categorías. Los píxeles ubicados dentro de estas áreas forman las muestras de entrenamiento utilizadas para guiar el algoritmo de clasificación (Lillesand *et al.*, 2014).

Las ventajas de la clasificación supervisada, en relación con la clasificación no supervisada, se pueden mencionar de la siguiente manera, el analista tiene el control para la selección de categorías de acuerdo a su objeto de estudio es de vital importancia para la comparación con otra clasificación de la misma área en una fecha diferente; el analista que utiliza la clasificación supervisada no se enfrenta al problema de hacer coincidir las categorías espectrales en el mapa final con las categorías informativas (Campbell y Wynne, 2011).

3. METODOLOGÍA

A continuación, se describe la zona de estudio donde se desarrolló la investigación y se detallan los procesos metodológicos para cada objetivo.

3.1. Área de estudio

La zona de estudio Tiputini corresponde las siguientes parroquias: Tiputini, Nuevo Rocafuerte, Santa María y Augusto Rivadeneira del cantón Aguarico, provincia de Orellana, localizados al nororiente del Ecuador, posee un área total de 374 481 ha de las cuales 160 523 ha forma parte del Parque Nacional Yasuní y 213 986 ha es área circundante. (Figura 2).

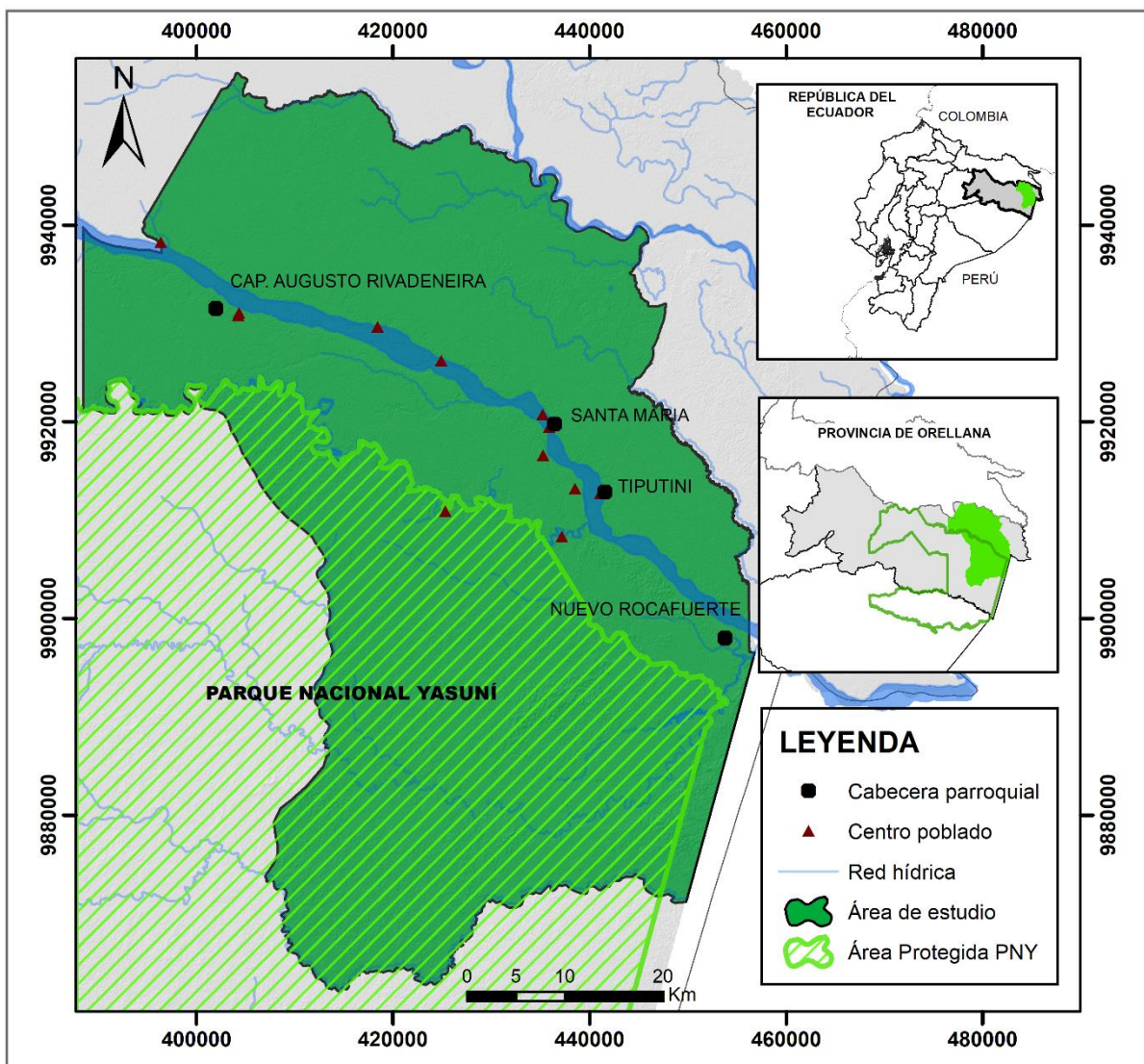


Figura 2. Mapa de ubicación de área de estudio Tiputini

El área de estudio forma parte de la región muy húmeda tropical de la Amazonía ecuatoriana, tiene un clima cálido-tropical húmedo, sus temperaturas medias anuales varían entre los 24 y 28°C. Las precipitaciones medias anuales oscilan entre 2 000 mm hasta 4 000 mm, posee una altitud de 65 a 215 m s.n.m. y se enmarca dentro de la cuenca hidrográfica del río Napo, en las sub-cuencas de los ríos: Tiputini, Yasuní, Aguarico y drenajes menores (Municipio de Aguarico, 2014).

Según las proyecciones de poblacional desarrollado por Instituto Nacional de Estadísticas y Censo (INEC), el canto Aguarico posee una población de 3 900 habitantes (INEC, 2019). La nacionalidad Kichwa, es la más representativa en el área de estudio, se ubican en las parroquias Capitán Augusto Rivadeneira, Santa María de Huiririma, Tiputini y Nuevo Rocafuerte, se encuentra distribuida en 29 comunidades.

El desarrollo agropecuario en área Tiputini son limitadas debido a diferentes factores que inciden en la baja productividad de los cultivos: 1) gran proporción de su territorio forma parte de SNAP, 2) la presencia de zonas de inundación permanente y 3) suelos clasificados como Entisol e Inceptisol. A pesar de que la actividad agropecuaria, se orienta casi exclusivamente para el consumo local en la actualidad, ciertos excedentes tales como el cacao, café y maíz se destinan para la comercialización (Municipio de Aguarico, 2014). Se complementan con actividades como el transporte fluvial, alimentación, salud, y desarrollo turístico a través de proyectos en Redes de Turismo Comunitario (MAGAP-PRAT, SIGTIERRAS, y TRACASA-NIPSA, 2015).

El desarrollo de la actividad petrolera en la Amazonía ecuatoriana se ha registrado desde los mediados de los años 60 que se constata el inicio de las operaciones de exploración en los principales campos de la provincia de Napo por parte de la empresa estadounidense Texaco. El cantón Aguarico posee cinco bloques petroleros concesionados, de los cuales dos están en operación y tres restantes en exploración, con alto porcentaje de la actividad petrolera desarrolla en el PNY, en la zona de estudio se encuentra los campos petrolero Bloque 31 e ITT.

3.2. Base de datos

La base de datos se obtuvo de diferentes geo-portales cartográficos publicados por instituciones públicas como: Instituto Geográfico Militar (IGM), Sistema Único de Manejo Ambiental (SUIA), Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS), entre otros (Tabla 3).

Tabla 3. Información cartográfica utilizada en la investigación

Información Cartográfico	Fuente	Formato
División política administrativo por parroquias	INEC	SHP
Áreas protegidas	SUIA	SHP
Red hídrica	IGM	SHP
Imágenes satelitales Landsat	USGS	GEO TIFF
Mapa de uso del suelo del año 1986 y 2018	Elaboración propia	RST
Poblados	INEC	SHP

3.3. Métodos

A continuación, se describe el proceso metodológico aplicado en el presente estudio, donde se representan los principales pasos a seguir (Figura 3).

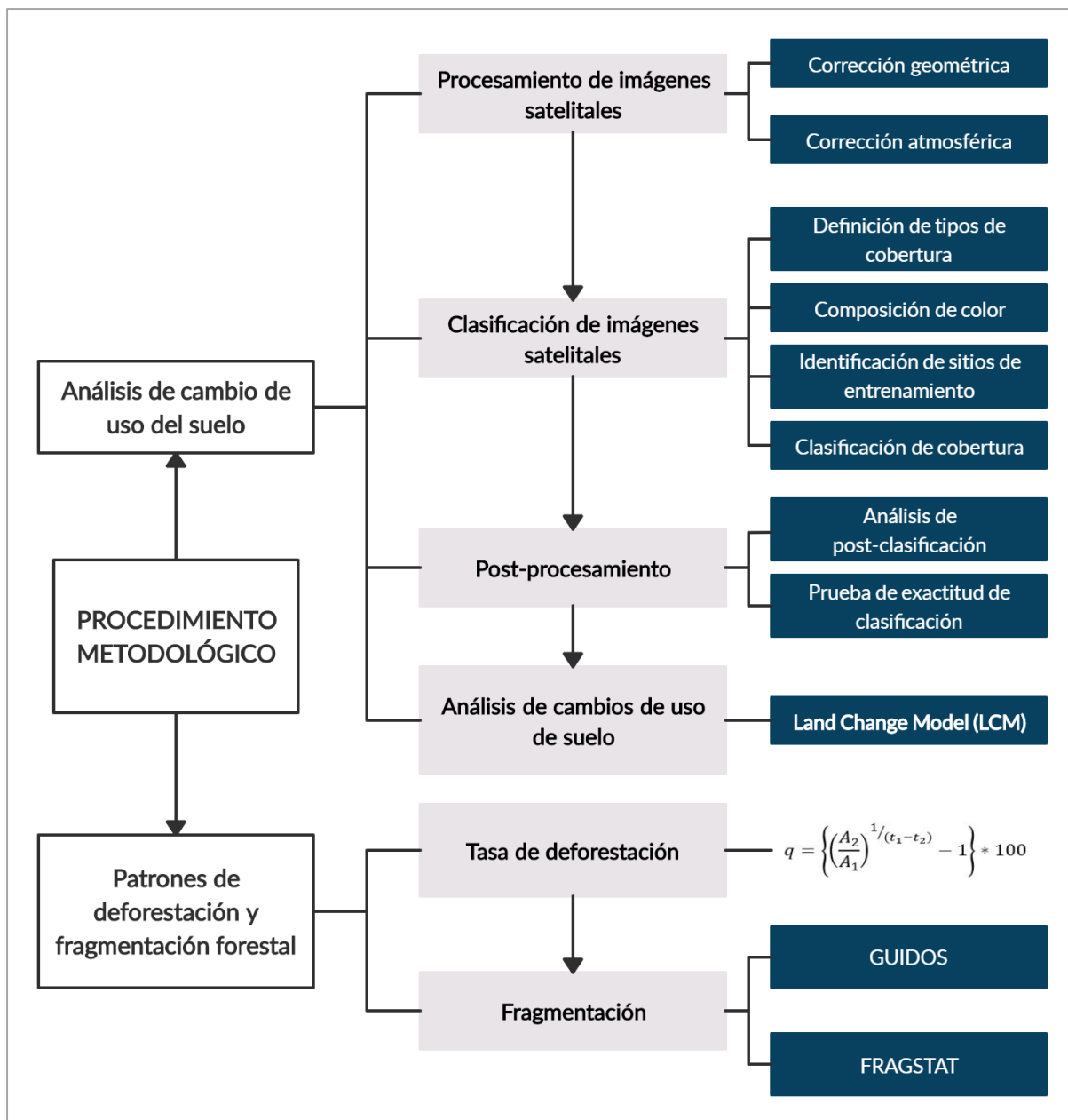


Figura 3. Esquema del proceso metodológico empleado en la investigación

3.3.1. Análisis de cambios de uso del suelo

3.3.1.1. Procesamiento de imágenes satelitales.

Se seleccionaron cuatro imágenes satelitales de Landsat (TM, OLI) (Tabla 4). Se analizó el porcentaje de cobertura de nubes de cada imagen, posteriormente se realizó correcciones geométrico y atmosférico, creando una representación más fiel de la escena original (Lillesand *et al.*, 2014). Para imágenes de sensor OLI se realizó PANSHARPEN, utilizando la banda pancromática de alta resolución para aumentar la resolución espacial de las imágenes multispectrales a 15 metros (Eastman, 2015).

Tabla 4. Detalles de imágenes satelitales utilizadas

Fecha de captura	PACH	ROW	Satélite	Sensor	Resolución espacial
1986-04-26	008	060	Landsat 5	TM	30 m x 30 m
1986-04-26	008	061	Landsat 5	TM	30 m x 30 m
2018-09-13	008	060	Landsat 8	OLI	30 m x 30 m
2018-08-24	008	061	Landsat 8	OLI	30 m x 30 m

Fuente: (United States Geological Survey, 2019)

a. Corrección geométrica

Para corregir el desplazamiento, se procedió a las imágenes de satélite seleccionadas, corrigiendo a su posición geométrica a la zona de Ecuador, en la proyección WGS84 zona 18S.

b. Corrección atmosférica

Para corregir las anomalías causados por la radiación solar directa y de la radiación reflejada por la superficie con los componentes atmosféricos, se realizó con el módulo Landsat Archive Import de software TerrSet, este módulo importa datos Landsat en formato Geo TIFF utilizando el archivo de texto de metadatos (MTL) adjunto (Eastman, 2015). Se usó el modelo COST propuesto por Chávez (1996) aplica la sustracción del objeto oscuro para el efecto de bruma, incorpora un procedimiento para estimar los efectos de la absorción por parte de los gases atmosféricos y de la dispersión Rayleigh (Eastman, 2015).

3.3.1.2. Clasificación de imágenes satelitales.

a. Definición de tipos de cobertura

El sistema de clasificación establecido para el análisis de deforestación y fragmentación en el área de estudio Tiputini, consta de cinco tipos (Tabla 5), la misma que fue adaptado a la cobertura de tierra definidas por el Ministerio del Ambiente (MAE, 2017b).

Tabla 5. Definición de los cinco tipos de uso de suelo en el presente estudio.

Código.	Cobertura
1	Bosque
2	Cuerpos de agua
3	Zona antrópica
4	Área agropecuaria
5	Suelo descubierto

Fuente: (MAE, 2017b).

b. Composición de color

Se creó composiciones de bandas para Landsat TM 5 y OLI 8, para Landsat TM 5 se usó la combinación 541 RGB, es útil para estudios ambientales, la vegetación se muestra en tonos de verde, las áreas urbanas aparecen en tonos magentas. Para Landsat OLI 8, se utilizó composición 753 RGB que corresponde a Natural con remoción atmosférica, que permitió observar de mejor manera los diferentes tipos de coberturas.

c. Identificación de sitios de entrenamiento

Los sitios de entrenamiento se seleccionaron usando las combinaciones de bandas para cada categoría, el tamaño mínimo de muestra se utilizó en criterio general, donde las muestras deben ser homogéneas y disperso a lo largo de la escena para aumentar la posibilidad que los datos de entrenamiento sean representativos (Lillesand *et al.*, 2014). Los campos de entrenamiento se digitalizaron con el módulo Digitize del software TerrSet, creando capas de polígonos (Eastman, 2015).

d. Fase de clasificación de cobertura

Se usó la clasificación supervisada, aplicó la función de Máxima Probabilidad por ser el más empleado en teledetección (Chuvienco, 2008). El clasificador de Máxima Probabilidad evalúa cuantitativamente tanto la varianza como la covarianza de los patrones de respuesta espectral de la categoría cuando se clasifica un píxel desconocido (Lillesand *et al.*, 2014). Cada píxel es asignado a la clase de mayor probabilidad de pertenencia, basado en la información espectral de la imagen, este proceso de desarrollo en el software TerrSet (Eastman, 2015).

3.3.1.3. Post-procesamiento.

a. Análisis de postclasificación

Una vez clasificadas las imágenes se procedió a recodificar aquellos píxeles que categorizaron de forma incorrecta (Lillesand et al., 2014). Para identificar los sitios de entrenamiento se utilizó la herramienta Área de Interés (AOI) de Erdas Imagine (ERDAS, 2009), se creó polígonos manualmente, verificando su homogeneidad en cada sitio. Con esto se obtuvo las distintas categorías de cobertura vegetal y uso de suelo finales.

b. Prueba de exactitud de clasificación

Se utilizó la matriz de confusión para evaluar la precisión, el diseño de muestreo se usó la herramienta de creación de puntos aleatorios disponible en el programa de QGIS *versión 3.4* (Congedo, 2017), partiendo de la clase con menor extensión, esto permitió mantener la proporción del área de cada categoría, se usó una muestra de 50 píxeles para cada categoría de clasificación (Chuvieco, 2008). Posteriormente mediante el complemento Clasificación Semiautomática Plugin (SCP, por sus siglas en inglés) de QGIS, con la herramienta de *Precisión* se procedió a la validación (Congedo, 2017), se seleccionaron los siguientes datos: el raster clasificado y los puntos de referencia. Luego se analizaron los índices como la Precisión Global y el Índice Kappa en una matriz cruzada (Anexo 1 y 2).

3.3.1.4. Análisis de cambios de uso de suelo en base a Land Change Model (LCM).

Se analizaron los cambios de uso de suelo en; 1) Área total (AC y AP), 2) Área Circundante (AC) y 3) Área Protegida (AP).

Para identificar los cambios de uso de suelo producidos durante 32 años se utilizó el Land Change Model (LCM) integrado en el software TerrSet (Eastman, 2015), proporcionó una evaluación estadística de cambio cuantitativo de ganancias y pérdidas experimentadas por las diferentes clases de cobertura. De la misma manera se cuantificó la contribución de cada categoría al cambio neto de bosque nativo.

3.3.2. Patrones de deforestación y fragmentación forestal

3.3.2.1. Tasa de deforestación.

Para el cálculo de la tasa de deforestación, se emplearon dos métricas, que representan las transiciones de bosques, la primera métrica corresponde a la deforestación anual promedio para un período determinado planteado por Puyravaud, (2003).

$$R = \left[\frac{A_1 - A_2}{t_2 - t_1} \right] \quad \text{Ec. 1}$$

Donde:

R = es la deforestación total anual promedio

A₂ y A₁ = son las áreas de bosque final e inicial

t₂ y t₁ = Fecha final e inicial

La segunda métrica corresponde a la tasa de cambio anual, la fórmula empleada resulta en una tasa porcentual anual, usada frecuentemente para cálculos (Puyravaud, 2003).

$$q = \left[\left\{ \left(\frac{A_2}{A_1} \right)^{1/(t_1 - t_2)} - 1 \right\} * 100 \right] \quad \text{Ec. 2}$$

Donde:

q = tasa de deforestación estimado en %

A₁ = Superficie inicial en Ha

A₂ = superficie final en Ha

t₁ = año inicial

t₂ = año final

3.3.2.2. Patrones de fragmentación forestal.

Para cuantificar la fragmentación forestal, se analizó las imágenes en formato raster utilizando el software *GUIDOS versión 2.8* y *FRAGSTATS versión 4.2.1*

El GUIDOS determina el grado de fragmentación mediante Análisis del Patrón Espacial Morfológico (MSPA), se empleó la categoría Bosque como primer plano (característica de interés) y las categorías de Zona antrópica, Área agropecuaria y Suelo descubierto como fondo (característica de fragmentación). Los cuerpos de agua se excluyeron del análisis porque no se definen típicamente como una característica de fragmentación (Rogan *et al.*, 2016). Los

parámetros MSPA especificaron con un ancho de borde de 7 píxeles y conectividad de ocho vecinos próximos (Ostapowicz, Vogt, Riitters y Kozak, 2008).

El MSPA se realizó por separado para área protegida y áreas circundante, los resultados se presentaron en una imagen gráfica (mapa) y cuadro estadístico. Para mejor interpretación de los resultados, se creó mapas de densidad con el software QGIS *versión 3.4* para cada año de evaluación, para las siguientes categorías de fragmentación: isla, perforación y bordes.

Para calcular las métricas espaciales de los bosques nativos con FRAGSTAT, se realizó a de nivel de clase, se seleccionó el ancho de borde de 100 metro y conectividad de 8 vecinos próximos, se calcularon los siguientes cuatro métricas espaciales: 1) número de parches, 2) Densidad de parches, 3) Área media de los parches, 4) índice de forma (Tabla 6). La selección de índices de fragmentación se realizó en función de la capacidad para caracterizar y analizar.

Tabla 6. Métricas utilizadas en el estudio de índice de fragmentación

Métrica	Clave	Descripción	Expresión matemática
Numero de parches	NP	Mide la fragmentación del paisaje	$NP = n_i$ $n_i = \text{número de parches en el paisaje del tipo de parche (clase) } i.$
Densidad de parche	PD	Mide el número de parches por cada 100 hectáreas.	$PD = \frac{n_i}{A} (10.000)(100)$
Área Media de los Parches	AREA_MN	Medida fundamentales de la composición del paisaje; y análisis de pérdida de hábitat	$Area = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10.000} \right)$
Índice de forma	SHAPE_MN	Mide la complejidad de la forma.	$SHAPE = \frac{.25P_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}$

Fuente: (McGarigal, 2015)

4. RESULTADOS

4.1. Cambios de uso del suelo en el área de estudio Tiputini entre 1986 y 2018

La superficie de bosque nativo fue dominante en el área de estudio durante el periodo de análisis (1986 – 2018). Sin embargo, ha experimentado un ligero cambio, por la expansión de las actividades agropecuarias, apertura de vías internas, perforación de pozos petroleros y el crecimiento de áreas urbanas. La mayoría de estas actividades se observa en las riberas del río Tiputini y Napo (Figura 4).

Tabla 7. Área total y porcentaje de cada tipo de uso de suelo para 1986 y 2018

Uso de suelo	1986		2018		Cambio	
	ha	%	ha	%	ha	%
Bosque	356 251	95,13	353 013	94,27	-3 238	-0,86
Cuerpos de agua	13 099	3,50	12 733	3,40	-366	-0,1
Zona antrópica	82	0,02	419	0,11	337	0,09
Área agropecuaria	4 452	1,19	6 811	1,82	2 359	0,63
Suelo descubierto	596	0,16	1 505	0,40	909	0,24
Total	374 481	100	374 481	100		

Para el año 2018 la superficie de bosque nativo fue de 353 013 hectáreas, disminuyendo el 0,86% (3 238 hectáreas) con respecto al año de 1986, además se observa una disminución de superficie de cuerpos de agua, donde se pierde el 0,1% (336 hectáreas).

Por otro lado, ocurre un aumento de superficie de área agropecuaria, para al año 2018 tuvo una superficie de 6 811 hectáreas, incrementando el 0,63% (2 359 hectáreas) con respecto al año 1986, también se observa un incremento de zona antrópica de 0,09% (337 hectáreas). Asimismo, el suelo descubierto incremento el 0,24% (909 hectáreas) con respecto al año 1986.

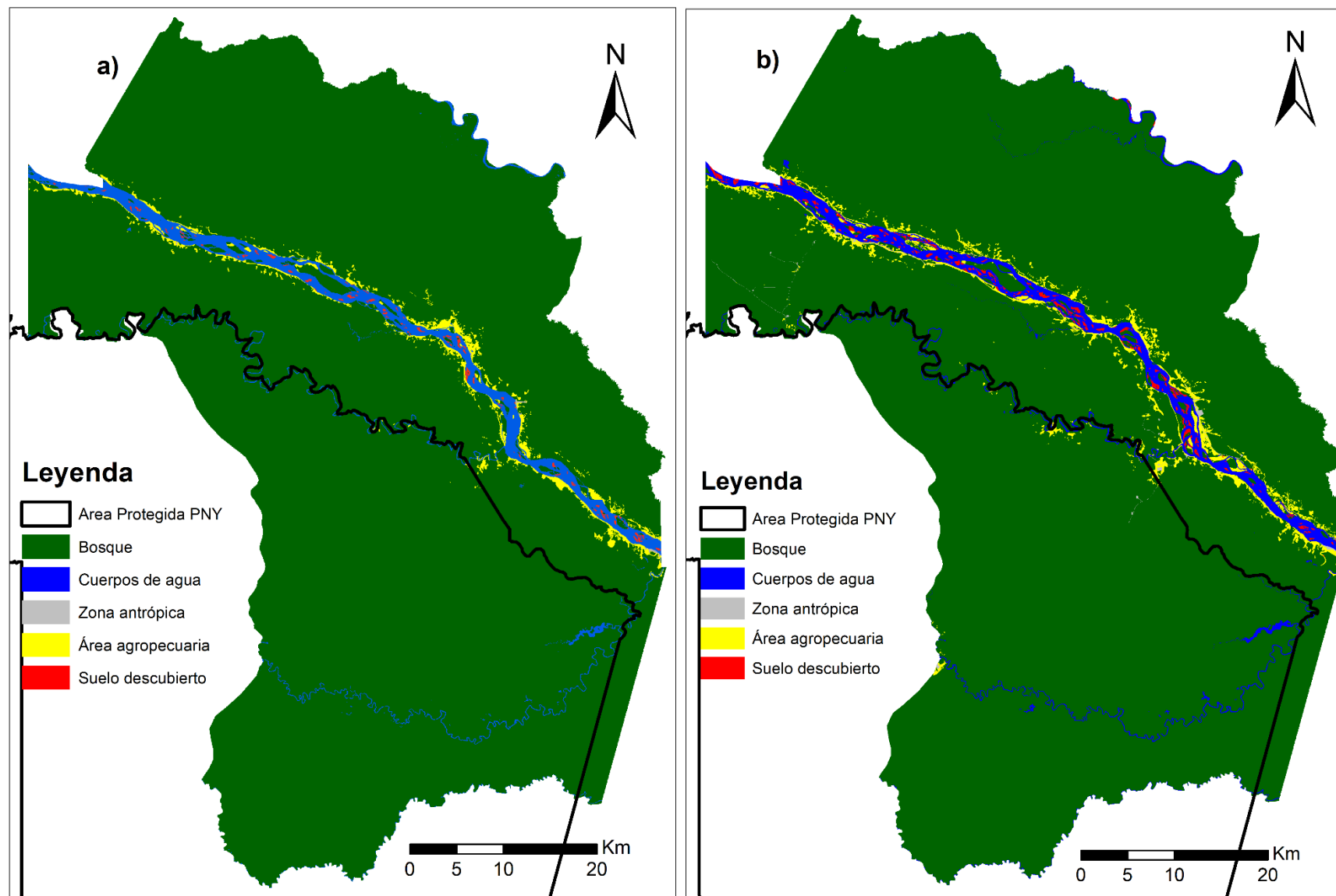


Figura 4. Mapa de uso del suelo en Tiputini a) año 1986. b) año 2018

4.1.1. Detección de cambio

Mediante el uso del módulo *Land Change Modeler* (LCM) de TerrSet, se cuantificó ganancias y pérdidas y la contribución al cambio neto de bosque nativo.

4.1.1.1. Ganancias y pérdidas de usos del suelo de área Tiputini entre 1986 y 2018.

La superficie de bosque nativo, experimentó una transición significativa, con una pérdida de 6 725 hectáreas y 3 487 hectáreas de ganancia, con un cambio neto de 3 238 hectáreas (Figura 5).

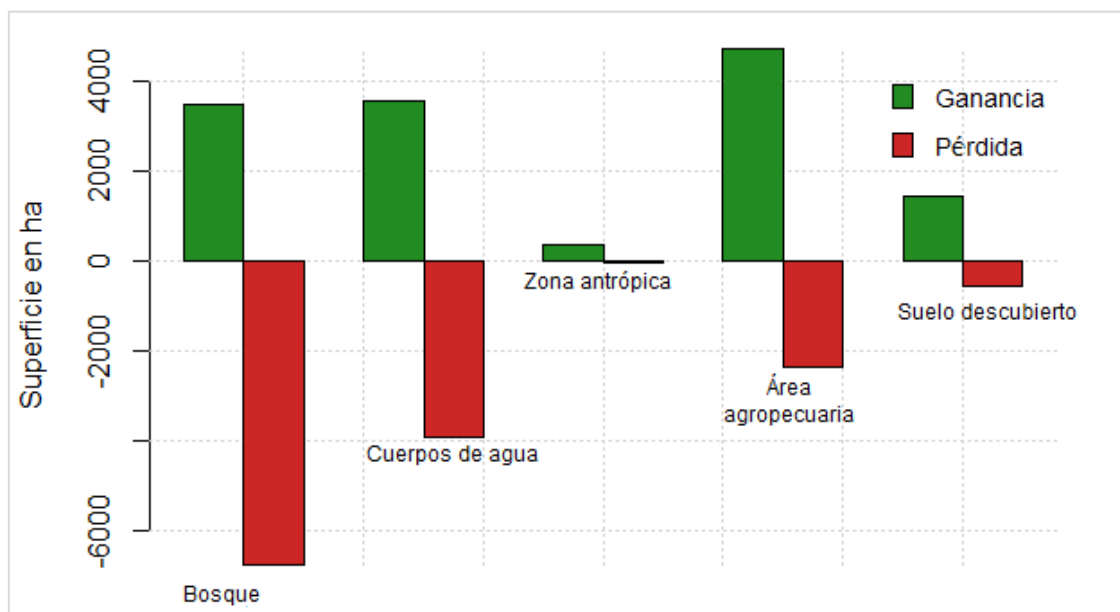


Figura 5. Ganancias y pérdidas entre 1986 y 2018 en la zona de estudio Tiputini

En lo referente a área agropecuaria, existe ganancias de 4 719 hectáreas y una pérdida de 2 360 hectáreas, con un cambio neto de 2 359 hectáreas, de la misma manera la zona antrópica en 32 años ha ganado 370 hectáreas y 33 hectáreas de pérdida, que corresponde un cambio neto de 337 hectáreas.

Los cuerpos de agua obtienen una ganancia de 3 551 hectáreas y 3 917 hectáreas de pérdida, con cambio neto de 366 hectáreas. Finalmente, suelo descubierto obtiene una ganancia de 1 449 hectáreas y 541 hectáreas de pérdida, con un cambio neto de 908 hectáreas. En la matriz de transición se puede visualizar los datos de la dinámica de cambios (Anexo 3).

4.1.1.2. Contribución al cambio neto del bosque.

La mayor contribución al cambio neto de bosque nativo sucedió por acciones antrópicas y en menor medida por acciones naturales (Figura 6). La mayor parte de bosque nativo fue transformado en área agropecuaria con 2368 hectáreas y zona antrópica con 231 hectáreas. También, existe pérdida de bosque por los cuerpos de agua con 607 hectáreas y suelo

descubierto con 32 hectáreas, esto ocurrió por la formación de meandros, movimiento de causes y el desbordamiento de los ríos.

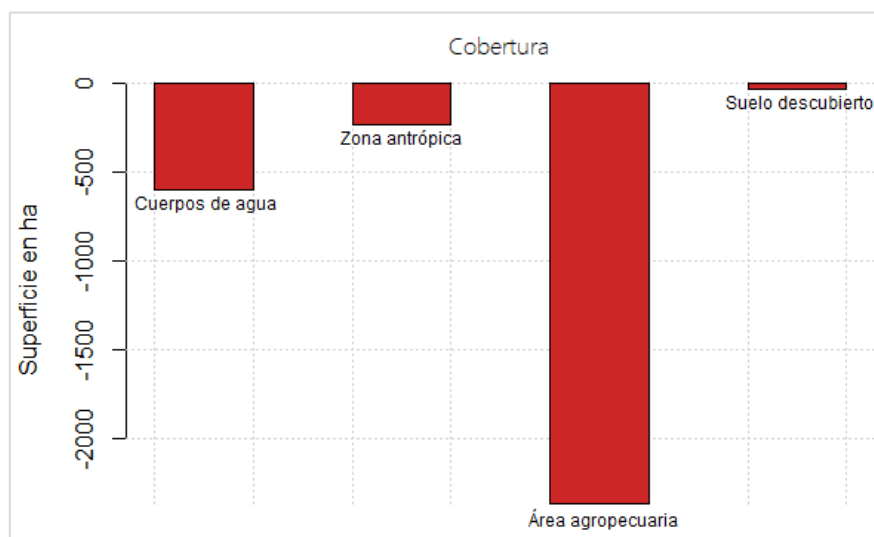


Figura 6. Contribución de las coberturas en el cambio de bosque entre 1986 y 2018

4.1.2. Análisis de cambios de uso del suelo en Área Circundante (AC) y Área Protegida (AP)

De igual manera se realizó un análisis de los cambios de uso del suelo en AC (superficie fuera del PNY) y AP (superficie dentro del PNY). En la matriz de transición se puede visualizar los datos de la dinámica de cambios en AC y AP (Anexo 4 y 5).

4.1.2.1. Cambios de uso del suelo en AC entre 1986 y 2018.

El AC corresponde una superficie de 213 958 hectáreas. Para el año 1986 la superficie de bosque nativo analizada fue de 197 810 hectáreas, que corresponden al 92,42% del AC, mientras que para el año 2018 disminuyó 1,35% ocupando una superficie de 194 889 hectáreas. De mismo modo se observó una disminución de cuerpos de agua en 0,18% (400 hectáreas).

Por el contrario, ocurre un aumento de superficie de área agropecuaria, para el año 2018 tuvo una superficie de 6 537 hectáreas, incrementando el 0,95% (2 112 hectáreas) con respecto al año 1986, además se observa un incremento de zona antrópica de 0,16% (300 hectáreas), de la misma manera el suelo descubierto incremento el 0,24% (909 hectáreas) con respecto al año 1986 (Tabla 8).

Tabla 8. Superficies y porcentajes de usos y coberturas en AC de 1986 y 2018

Cobertura y uso de suelo	AC				Cambios de superficie	
	1986		2018		ha	%
	ha	%	ha	%		
Bosque	197 810	92,42	194 889	91,07	-2 921	-1,35
Cuerpo de agua	11 045	5,16	10 645	4,98	-400	-0,18
Zona antrópica	82	0,04	382	0,2	300	0,16
Área agropecuaria	4 425	2,1	6 537	3,05	2 112	0,95
Suelo descubierto	596	0,28	1 505	0,70	909	0,24
Total	213 958	100	213 958	100		

4.1.2.2. Cambios de uso del suelo en AP entre 1986 y 2018.

El AP corresponde una superficie de 160 523 hectáreas. Para el 1986 la superficie de bosque nativo analizado fue de 158 441 hectáreas que corresponde el 98,7% de superficie de AP, mientras para el año 2018 tuvo una superficie de 158 124 hectáreas, disminuyendo el 0,2% (317 hectáreas) con respecto al año de 1986.

Sin embargo, ocurrió un ligero incremento de superficie de área agropecuaria, pasando de 28 hectáreas en el año 1986 a tener 274 hectáreas en 2018, que corresponde el 0,18% de superficie de AP. Asimismo, los cuerpos de agua incrementaron 34 hectáreas (0,02%). Cabe mencionar que en el año de 1986 no existía zonas antrópicas en AP, sin embargo, para el año 2018 se registraron construcciones de infraestructura con un área total de 37 hectáreas, de la misma manera no se han registrado suelo descubierto en PNY (Tabla 9).

Tabla 9. Superficies y porcentajes de los usos y coberturas en AP de 1986 y 2018

Cobertura y uso de suelo	AP				Cambios de superficie	
	1986		2018		ha	%
	ha	%	ha	%		
Bosque	158 441	98,70	158 124	98,50	-317	-0,2
Cuerpo de agua	2 054	1,28	2 088	1,3	34	0,02
Zona antrópica	0	0	37	0,02	37	0,02
Área agropecuaria	28	0,02	274	0,18	247	0,16
Suelo descubierto	0	0	0	0	0	0
Total	160 523	100	160 523			

4.2. Identificar los patrones de deforestación y fragmentación forestal

4.2.1. Patrones de deforestación.

La deforestación afecta a todos los hábitats por la acción de los disturbios antrópicos y naturales, aunque el primero ha causado mayores cambios en la cobertura de bosque. En este sentido, el patrón de deforestación se evidencia en la proporción de superficie total de tierra deforestada (%LAND).

La superficie deforestada en AC fue mayor pasando de 2,14% en 1986 hasta un 3,25% de cambio en el 2018, con deforestación neta anual promedio de 91,28 ha/año y una tasa de deforestación de -0,047%. En cambio, la superficie deforestada en AP fue inferior pasando de 0,02% en 1986 a 0,2% de cambio en el 2018, con una deforestación neta anual promedio de 9,9 ha/año y una tasa de deforestación de -0,005 (Tabla 10).

En la Figura 7 se visualiza el aumento en proporción de superficie deforestada en AC y AP entre 1986 y 2018.

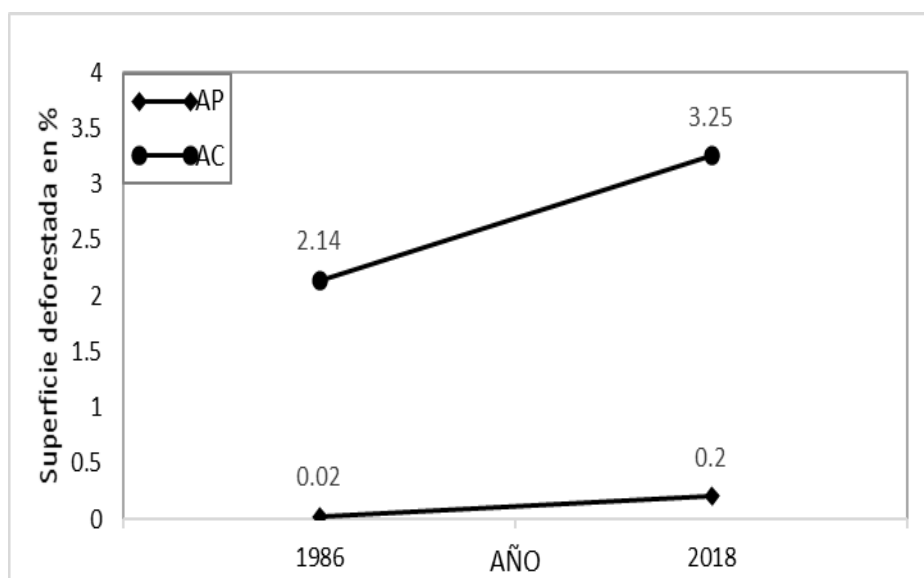


Figura 7. Aumento en proporción de superficie deforestadas en AC y AP

Tabla 10. Cambio en la superficie del bosque nativo en 1986 y 2018

Categorías	AC	AP	Área total Tiputini
Cobertura de bosque nativo en 1986 (ha)	197 810	158 441	356 251
Cobertura de bosque nativo en 2018 (ha)	194 889	158 124	353 013
Deforestación neta anual promedio (ha/año)	91,28	9,9	101,28
Tasa de deforestación 1986-2018 (% por año)	-0,047	-0,005	-0,052

4.2.2. Análisis de patrones morfológicos espaciales (MSPA)

El área núcleo es uno de los indicadores más comunes en la investigación de fragmentación, durante el periodo de análisis el núcleo es dominante en AC y AP, sin embargo, existe mayor pérdida de área núcleo en AC en comparación de AP.

En AC para el año 2018 el núcleo tuvo una superficie de 185 903 hectáreas, que representaba el 95,46%, disminuyendo el 3,30% (6 340 hectáreas) con respecto al año 1986. La reducción de núcleo implica aumento de fragmentación, la misma que se refleja en el aumento de islas, perforaciones y el borde con 68, 83 y 1 402 hectáreas respectivamente, para el año 2018.

En la Tabla 11, se detalla cuantitativamente las diferencias en el área y los cambios porcentuales en cada clase de fragmentación de MSPA entre 1986 y 2018 en AC.

Tabla 11. Áreas de cada clase de MSPA para bosque nativo en AC en 1986 y 2018

Clases de fragmentación	1986		2018		Cambio de área total entre 1986 y 2018	
	ha	%	ha	%	ha	%
Núcleo	192 244	97,17	185 903	95,36	-6 340	-3,30
Isla	31	0,02	99	0,05	68	221,49
Perforación	758	0,38	842	0,43	83	10,98
Borde	2 217	1,12	3 619	1,86	1 402	63,21
Lazo	1 308	0,66	1 310	0,67	2	0,17
Puente	839	0,42	2 382	1,22	1 542	183,80
Rama	440	0,22	785	0,40	346	78,56
Área total	197 837		194 940		-2 897	-1,46

En AP para el año 2018, el núcleo tuvo una superficie de 157 263 hectáreas, que correspondía el 99,52%, disminuyendo el 0,64% (1 021 hectáreas) con respecto al año 1986; cabe mencionar que para el año de 1986 no hubo islas y puentes, lo que significa que no hubo parches de bosques aislados y empobrecidos, sin embargo, para el año 2018 empiezan surgir islas y puentes, y el

aumento de otras métricas como las perforaciones (2 245,42%) y el aumento de complejidad de los bordes (544,07%), lo cual refleja que los bosques nativos en AP están experimentando un proceso de fragmentación.

Tabla 12. Áreas de cada clase de MSPA para bosque nativo en AP en 1986 y 2018

Clases de fragmentación	1986		2018		Cambio de área total entre 1986 y 2018	
	ha	%	ha	%	ha	%
Núcleo	158 284	99,95	157 263	99,52	-1 021	-0,64
Isla	0	0,00	5	0,00	5	--
Perforación	6	0,00	132	0,08	127	2 245,42
Borde	45	0,3	291	0,18	246	544,07
Lazo	34	0,02	160	0,10	126	374,00
Puente	0	0,00	139	0,09	139	--
Rama	2	0,00	27	0,02	25	1 361,45
Área total	158 371		158 017		-352	-0,22

Debido a que las fragmentaciones son imperceptibles por su tamaño, se elaboró mapas de densidad para cada tipo de fragmentación (isla, perforación y borde) para una mejor identificación de fragmentación en la AP y AC (Figura 9).

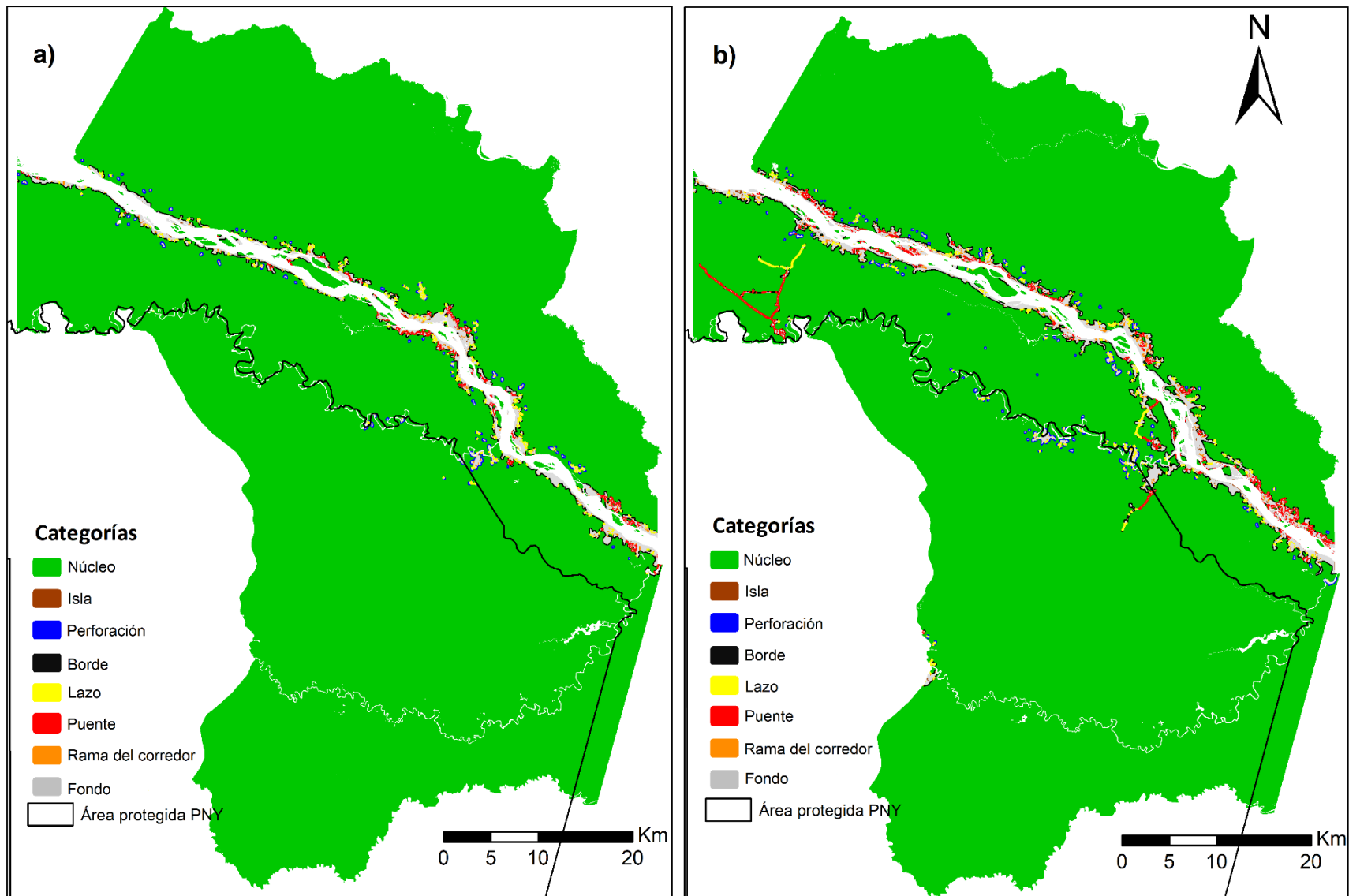


Figura 8. Mapas de clases de patrón de MSPA a) 1986 y b) 2018 en AC y AP de la zona de estudio Tiputini

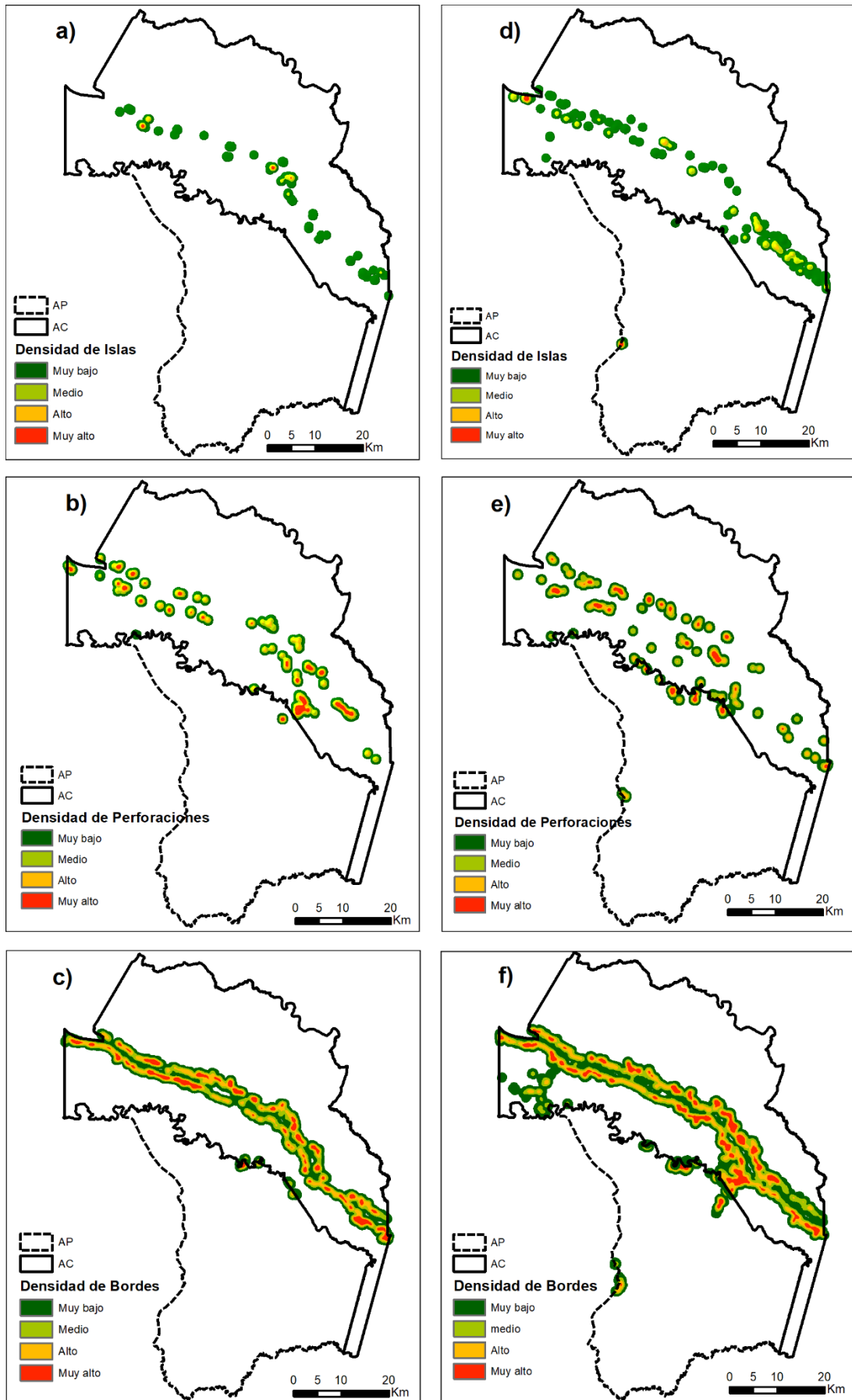


Figura 9. Mapas de densidad de tres clases MSPA del bosque nativo en AP y AC. Del año 1986: a) Islas, b) Perforaciones, c) Bordes. Del año 2018: d) Islas, e) Perforaciones, f) Bordes

4.2.3. Métricas espaciales con FRAGSTATS.

Se cuantificaron las métricas espaciales en AP y AC; en la Tabla 13 se detalla los cambios que han existido entre el año 1986 y 2018. Estos resultados, evidencia que hay mayor fragmentación de AC con respecto a AP.

Tabla 13. Métricas espaciales y cambios porcentuales para bosque nativo en AC y AP del 1986 y 2018

Métricas espaciales*	AC		Cambio (%)	AP		Cambio (%)
	1986	2018		1986	2018	
NP	353	789	121,8	107	138	29
PD	0,1650	0,3685	123,3	0,0667	0,0860	28,93
AREA_MN	560,4	247,07	-55,91	1480,0963	1145,057	-22,64
SHAPE_MN	1,4481	1,4853	2,56	1,544	1,5156	-1,88

* NP: Número de parches; PD: Densidad de parches; AREA_MN: Tamaño medio de parches; SHAPE_MN: Índice de forma.

El Número de Parches (NP) es la métrica espacial muy importante para determinar la fragmentación, en el presente estudio hay incremento de Numero de Parches, en AC un incremento de 121,8% (con 434 parches), de la misma manera en la AP incrementó 29 % (con 31 parches) con respecto al año anterior (Figura 10).

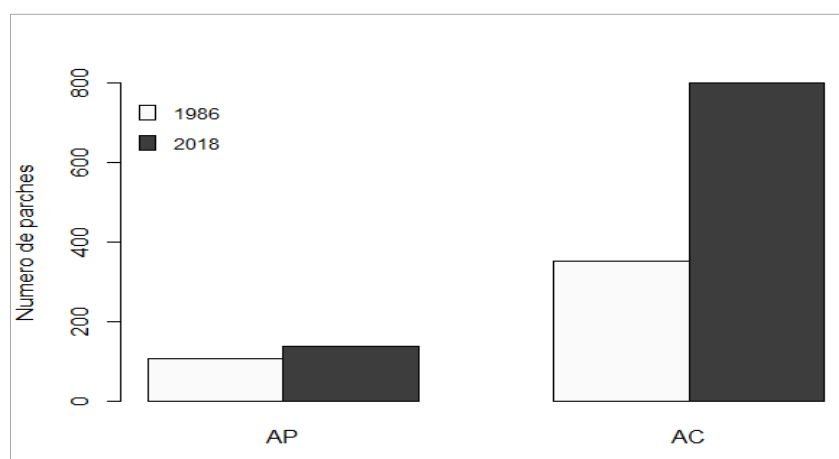


Figura 10. Comparación de Número de Parches para los años de 1986 y 2018 en AP y AC

La Densidad de Parches (PD) representa la cantidad de parche por cada 100 hectáreas, en cuanto a AP la densidad aumentó pasando de 0,0667 a 0,0860 parches por cada 100 hectáreas, lo cual demuestra que no hay diferencia significativa. En AC existe mayor incremento de densidad pasando de 0,1650 a 0,3685 por cada 100 hectáreas (Figura 11).

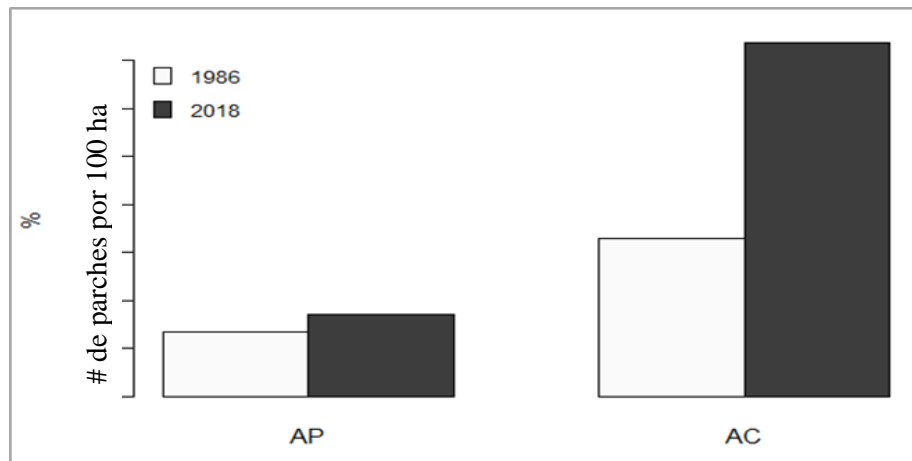


Figura 11. Comparación de Densidad de Parches para los años de 1986 y 2018 en AP y AC

La métrica del Área Media de los Parches (AREA_MN) analizada entre 1986 y 2018 el AC presentó un descenso en el tamaño medio de parches pasando de 560,4 hectáreas a 247,07 hectáreas, es decir una disminución de 313,33 hectáreas. En AP hubo una disminución de tamaño medio de los parches pasando de 1 480,096 hectáreas a 1 145,05 hectáreas, es decir un descenso de 22,64% (Figura 12).

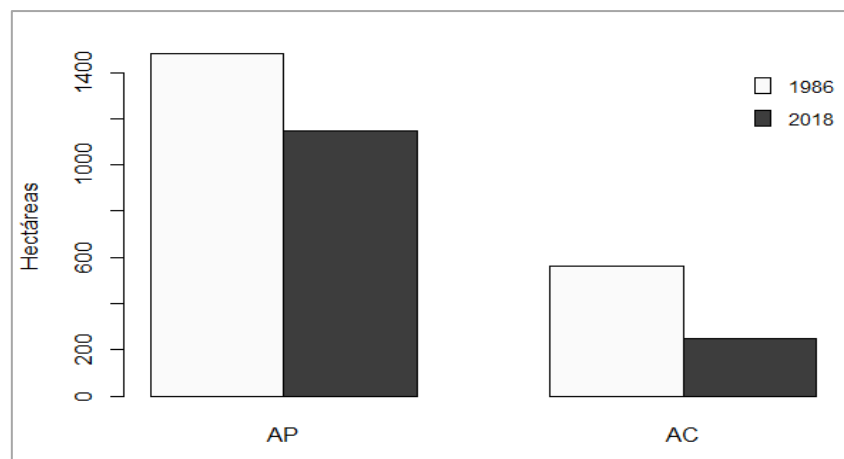


Figura 12. Comparación de Área Media de los Parches (AREA_MN) para los años de 1986 y 2018 en AP y AC

Finalmente, el Índice de Forma, en AC se presentan los valores de 1,44 y 1,48 para los años 1986 y 2018 respectivamente, igualmente para AP se registró valores de 1,54 y 1,51 para los años 1986 y 2018 respectivamente. Estos resultados demuestran que las formas tanto en AC y AP son idénticos y de acuerdo al índice tienden a ser complejas (Figura 13).

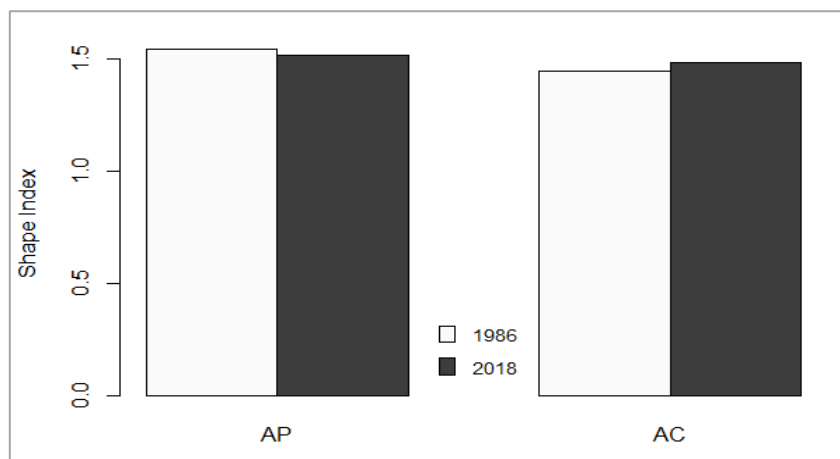


Figura 13. Comparación de Índice de Forma para los años de 1986 y 2018 en AP y AC

5. DISCUSIÓN

5.1. Cambio de uso del suelo y tasa de deforestación periodo en el periodo 1986 y 2018

Los cambios de uso del suelo y la deforestación, son provocados por las actividades humana con fines agrícolas, actividades socioeconómicas o asentamientos humanos (Ramón y Estrada, 2010). En la Región Amazónica del Ecuador, los cambios de uso de suelo ocurrieron por la implementación de políticas públicas para el acceso y control del espacio amazónico, actividades de extracción de recursos naturales y asentamientos agrícolas (Holland *et al.*, 2014; López, Espíndola, Calles y Ulloa, 2013).

El análisis del cambio de usos del suelo entre 1986 y 2018 en la zona Este del Parque Nacional Yasuní, revela que el bosque nativo a pesar de representar el mayor porcentaje, ha disminuido transformando en otras coberturas principalmente en área agropecuaria y zonas antrópicas. La mayor dinámica de cambios de uso del suelo se concentra en las riberas del río Napo y Yasuní donde hubo mayor transformación del bosque nativo, probablemente esto ocurrió por el crecimiento de poblaciones urbanas de Tiputini y Nuevo Rocafuerte (Municipio de Aguarico, 2014). Además, existe mayor desarrollo de actividades agropecuarias, actividades de servicio comunitario (Arruti, 2011). Estos resultados se corroboran con el estudio realizado por Sierra, (2013). Además Arruti (2011) menciona que el cantón Aguarico posee bajos índices de deforestación por ser un cantón lejano y no tener vías terrestres de acceso, además la mayor parte de su superficie está conformada por áreas protegidas.

A igual que en otros países tropicales, las áreas deforestadas fueron utilizadas principalmente para pastizales, cultivos e infraestructura (Sierra, 2000). También hay pérdida de bosque debido a la dinámica de los ríos (607 hectáreas), que puede ocurrir por varios aspectos, como el movimiento de caudales, aumento de caudal y la erosión en las orillas (Horton *et al.*, 2017). A pesar de perder poca superficie de bosque, debido a la escasa agricultura comercial y el acceso difícil de mercados en la zona, la tasa de deforestación probablemente aumentaría más rápido que muestras estimaciones a medida que aumenta la agricultura comercial y las exportaciones (Greenberg, Kefauver, Stimson, Yeaton y Ustin, 2005).

Por otro lado, el descubrimiento de reservas de petróleo en norte de la Amazonía del Ecuador durante la década de 1960, aceleró los procesos de colonización de nuevas áreas en las tierras bajas (Borja, Aragón-Osejo y Josse, 2017). Estudios anteriores han demostrado que las actividades de las compañías petroleras y la construcción de carreteras fueron las principales causas que promueven los asentamientos agrícolas y la deforestación en la Amazonía del

Ecuador (Bass *et al.*, 2010; Mena, 2013). A sí mismo, los impactos que generan las compañías petroleras en la cubierta forestal son claramente negativos (Gray, Bilsborrow, Bremner y Lu, 2008).

En AP que corresponde el 15% del PNY, se encontró una baja tasa de deforestación de -0,005% (9,9 ha/año), coincidiendo con los resultados de (Greenberg *et al.*, 2005), donde del PNY posee una deforestación neta de 26 ha/año. Las áreas protegidas parecen jugar un rol muy importante en la conservación de la biodiversidad al tener bajas tasas de deforestación en comparación con paisajes no protegidas (Bruner, 2001; Cuenca y Echeverría, 2017; Pfaff *et al.*, 2009). Sin embargo, el PNY está bajo una fuerte presión por el desarrollo de las actividades antrópicas en las zonas circundante del parque. Proceso similar ocurre al noroeste de Ecuador, donde las áreas protegidas sufren una fuerte presión ejercida por los asentamientos humanos (Cuenca y Echeverría, 2017).

Según el Proyecto de Monitoreo de los Andes Amazónicos (MAAP) dentro del PNY, el impacto directo de la deforestación es de 169 hectáreas por infraestructura petrolera y el impacto indirecto es de 248 hectáreas por actividad agrícola (MAAP, 2018). Lo que ratifica los resultados encontrados, donde mayor superficie de bosque se transformó en zonas agropecuarias (0,16%) e infraestructura (0,02%). Una de las razones por las cuales hay actividad antrópica en un área protegida es por la presencia de empresas petroleras, que promueven los asentamientos de poblaciones y la deforestación (Greenberg *et al.*, 2005). Del mismo modo, las poblaciones locales que viven de las áreas protegidas talan para cultivos y pastoreo (Gray *et al.*, 2008).

Por otro lado, el área circundante recibió mayor impacto directo de las actividades humana. Según Bruner, (2001) los alrededores de las áreas protegidas son más propensos a la deforestación, caza, incendios forestales y pastoreo que en un área protegida. En el caso de estudio, en el área circundante la tasa de deforestación fue de -0,047%, centrándose en principalmente en las riberas del río Napo, donde se observó mayor actividad agropecuaria, crecimiento urbano y la construcción de infraestructura.

5.2. Patrones de fragmentación en área protegido y área circundante

La Amazonía contiene aproximadamente la mitad de los bosques tropicales restantes en el planeta, los mismos están experimentando una grave deforestación y fragmentación es probable que continúe haciéndolo en el futuro (Sun y Southworth, 2013). De hecho, muchos estudios han confirmado que la fragmentación da lugar a una pérdida de hábitats y servicios

ecosistémicos, cuanto mayor es la biodiversidad mayor en la capacidad de provisión de servicios, unas de las razones de la importancia de la conservación de la biodiversidad (Quijas, Schmid, y Balvanera, 2010). De la misma manera la fragmentación influye en las distribuciones de las especies, por lo tanto, los procesos ecológicos que dependen de ellas (Volpe, Robinson, Frey, Hadley y Betts, 2016). A pesar de tener bajas tasas de deforestación en el área de estudio Tiputini, la configuración espacial de bosque nativo a nivel de clase entre 1986 y 2018, existe una tendencia hacia la fragmentación por las causas antrópicas.

El presente estudio la fragmentación del bosque nativo ocurrió, debido a la actividad antrópica que conllevó a la disminución de área núcleo y el aumento de islas, de la misma manera se incrementó el incremento de número y densidad de parche. Se evidenció mayor fragmentación en las riberas del río Napo y Yasuní, cerca de centros poblados y zonas aledañas a las carreteras y caminos. Según Cuenca y Echeverría, (2017) el aumento de fragmentación forestal, puede ocurrir debido a la presencia de los colonos en el bosque, especialmente en los asentamientos a lo largo de ríos y caminos secundarios, De la misma manera Tapia *et al.*, (2015) manifiestan los bosques más fragmentados generalmente se encuentran cerca de carreteras, ríos, pueblos y ciudades donde la población humana ha aumentado considerablemente durante las últimas décadas. Además, se menciona que los efectos de la actividad petrolera pueden fragmentar y degradar bosques en gran parte intactos en grandes áreas en los próximos años y décadas (Finer *et al.*, 2008).

En el AC existe mayor fragmentación del bosque, debido aumento de pequeños fragmentos irregulares por la presencia de poblaciones en las riberas de los ríos Napo y Yasuní, proceso similar ocurrió al noroeste del Ecuador, donde la fragmentación fue mayor en pasaje circundante (Cuenca y Echeverría, 2017). La disminución del área núcleo indica un proceso de fragmentación (Estreguil y Mouton, 2009). El área núcleo redujo en 3,3% para el 2018, este efecto conllevó al incremento de islas (221,48%) con respecto al año 1986, algunos autores como Wickham *et al.*, (2010) señalan que las islas son bosques aislados, pequeños y empobrecidos que no apoyan a los servicios ecosistémicos. De la misma manera incrementó el número parches en 436 y densidad de parche en (123%), lo que evidencia que hay fragmentación en áreas sin protección alguna. Proceso similar ocurrió en el Corredor de Conservación Chocó-Manabí (Colombia-Ecuador) (Echeverri y Harper, 2009).

Por otro lado, la fragmentación en área protegida fue menor en comparación a área circundante, el área núcleo representa el 99,52 % para el 2018. Según Tapia *et al.*, (2015) señalan que los parches forestales más grandes se conservan en áreas con un estado de

protección, destacando la importancia de las estrategias de conservación in situ. Las áreas protegidas son más efectivos para mitigar algunos impactos como la deforestación y fragmentación, están en mejores condiciones que sus alrededores (Bruner, 2001), convirtiéndose en una estrategia para reducir la pérdida de bosque (Cuenca *et al.*, 2016). Sin embargo, los proyectos extractivistas tanto en áreas circundantes como en áreas protegidas conllevan a incrementar las tasas de deforestación y fragmentación, poniendo en riesgo de conservar los bosques persistentes y conduciendo el aislamiento.

Pese a que la deforestación en AP fue lenta durante el periodo de análisis, no fue el caso de algunos patrones de fragmentación como la perforación y borde, hubo un crecimiento exponencial. Las perforaciones aumentaron en 0,08% (127 ha) para 2018, llegando a ser más que en área circundante, según Riitters *et al.*, (2009) mencionan que los valores altos de perforación indican fragmentación en bosque centrales, estos pueden ser parches no forestales dentro de bosque nativo. Por otro lado, se observó un leve aumento de número y densidad de parches, se mantuvo constante el índice de forma en 1,5 durante el periodo de análisis lo que indica que sus bordes circulares, teniendo en cuenta que los valores cercanos a 1 son ideales para la conservación, el incremento es una señal de proceso acelerado de fragmentación y deterioro del ecosistema. Estos resultados corroboran con el estudio realizado en el Corredor de Conservación Chocó-Manabí, donde el índice de forma mantuvo constante encontrados en 1,51 en 1990 y 1,52 en el 2000 (Echeverri y Harper, 2009).

El establecimiento de áreas protegidas en este paisaje ha sido clave para reducir la pérdida de bosque. Sin embargo, las presiones que sufre por el área circundante ponen en riesgo el mantenimiento del bosque protegido. El análisis de las métricas demostró que los bosques nativos en el AP y en el AC presentan una tendencia hacia la fragmentación a pesar de tener bajas tasas de deforestación, teniendo en cuenta que AC tiene mayor tendencia a la deforestación. De manera similar Cuenca y Echeverría (2017) mencionan que a pesar de que la deforestación en la AP es mínima y su tendencia a disminuir con el tiempo, no es el caso de los patrones de fragmentación, que han ido en aumento con los años; sin embargo, la deforestación y fragmentación en paisajes circundantes ponen en riesgo la conservación del bosque y conducen al aislamiento de parches en el bosque. En este contexto, es importante la participación de comunidades locales mediante consensos y acuerdos para conciliar la conservación con mayor éxito.

Finalmente, los factores relacionados con el proceso de fragmentación van más allá de factores físicos como la construcción de carreteras. La heterogeneidad de los factores

socioeconómicos, demográficos y otros resulta en diferentes tipos de cambios en los patrones del paisaje (Tapia *et al.*, 2015). El costo de oportunidad y la utilidad marginal del área de bosque define la prioridad donde se deforesta, se deforestan los bosques en cuyos suelos den mayor producción, en el área de estudio Tiputini sus suelos no son aptos para cultivos intensivos, pero sus bosques poseen una extraordinaria biodiversidad, Sin embargo, el desarrollo de algunos proyectos en Yasuní pone en peligro sus valores de conservación.

5.3. Implicaciones en la conservación

Los bosques tropicales desempeñan la función principal en proveer servicios ecosistémicos, entre ellos la regulación del clima y almacenamiento de carbono que, conlleva una relación con las tasas de deforestación actuales y futuras (Pan *et al.*, 2011). Esto refleja la importancia que desempeñan las áreas protegidas en el mantenimiento de recursos naturales y los servicios de ecosistemas. Las áreas protegidas están ampliamente reconocidas como una importante política de conservación para salvaguardar la biodiversidad. La efectividad de los parques en la protección de la biodiversidad tropical, demostró que el 97% de las áreas protegidas evaluadas estaban ecológicamente en mejor condición que en zonas de amortiguamiento, con relación a la deforestación de más del 80% de los parques sufrieron menos tala ilegal y quema (Bruner, 2001).

El interés en entender impacto las áreas protegidas, en la disminución de la deforestación y fragmentación, especialmente en los bosques tropicales debido a que estos ecosistemas contribuyen con el bienestar de los seres humanos y la conservación. Algunos estudios realizados con la presencia de áreas protegidas han ratificado, que puede disminuir la pérdida de bosque dentro de sus límites (Cuenca *et al.*, 2016; Cuenca y Echeverría, 2017; Joppa y Pfaff, 2009). Sin embargo, muchos de estos paisajes presentan oportunidad para el desarrollo económico de un país, mediante la extracción de recursos naturales, que ponen en riesgo y el deterioro del ecosistema.

Nuestro estudio reveló que en el AP existen menos presiones directas de usos antrópicos como la agricultura e infraestructura. Sin embargo, en las últimas décadas el PNY se encuentra en presión fuerte por las concesiones que cubren la mitad norte del parque, convirtiendo el segundo campo petrolero sin explorar más grande del Ecuador (Bass *et al.*, 2010). Finalmente, existe una necesidad urgente de involucrar la conservación y las políticas extractivistas, de manera especial en zonas con alta biodiversidad y cultural, donde se encuentran grandes amenazas por el desarrollo económico con es el caso de PNY, para que tenga un gran peso en las próximas decisiones estatales e internacionales que afecten al parque.

6. CONCLUSIONES

- Entre 1986 y 2018 se identificó una pérdida de 0,86% de bosque nativo, los mayores cambios ocurrieron de bosque a uso antrópico (área agropecuaria y área antrópica), en área circundante hay una mayor pérdida de bosque con una deforestación neta de 91,28 ha/año frente a 9,9 ha/año en área protegida.
- El área circundante, presentó mayores cambios de cobertura bosque a usos antrópicos, lo que demuestra que son más propensas a la deforestación, estos se concentran principalmente cerca de los centros poblados y en las riberas del Rio Napo y Tiputini.
- Se encontró que hay mayor grado de fragmentación de bosque en área circundante, donde el área núcleo disminuyó en 3,30%, incrementado en un 221,49% de islas, 10% de perforaciones y 63,21% de borde, también hay un incremento de número y densidad de parches en 121,8 y 123,3% respectivamente y una disminución de tamaño medio del parche.
- En área protegida el núcleo disminuyó en 0,64%, incremento de numero de parches en 29% y la densidad de parche en 28,93% y una disminución de tamaño medio del parche en 22,64%.
- Finalmente, está claro que los esfuerzos para la conservación de las AP y AC producen resultados positivos, pero aún se requieren mayores esfuerzos para evitar que los bosques naturales dentro de AP se aíslen provocando poca conectividad.

7. RECOMENDACIONES

- Impulsar nuevas investigaciones en diferentes escalas temporales sobre los patrones de deforestación y fragmentación en áreas protegidas y zonas sin protección, en lugares con mayores costos de oportunidad y áreas protegidas cercanas a carreteras.
- Promover el desarrollo de nuevas técnicas y metodologías para la evaluación de la deforestación y fragmentación en áreas protegidas y áreas sin protección donde existen grandes presiones antrópicas, con el fin generar nuevos lineamientos y políticas para áreas de conservación.
- Impulsar estudios de deforestación y fragmentación en diferentes subsistemas de Patrimonio de Áreas Naturales del Estado (PANE), con el fin de identificar el rol de las áreas protegidas en conservación de biodiversidad.
- Incentivar el desarrollo e implementación de mapas de uso del suelo y fragmentación, que sirva como herramienta en toma de decisiones que conlleve al uso racional, la conservación de los bosques nativos.

8. BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, C. (2001). *Efecto de la fragmentación del bosque nativo en la conservación de *Oncifelisguignay Seudalopexculpaeus* en Chile central*. Universidad de Chile.
- Aguilar, H., Mora, R., & Vargas, C. (2014). Metodología para la corrección atmosférica de imágenes Aster, Rapideye, Spot 2 y Landsat 8 con el módulo Flaash del software Envi. *Revista Geográfica de América Central*.
- Ariza, A. (2013). Descripción y Corrección de Productos Landsat 8 LDCM (Landsat Data Continuity Mission). *Centro de Investigación y Desarrollo En Información Geográfica Del IGAC -CIAF*. <https://doi.org/10.5751/ES-06710-190329>
- Armenteras, D., & Eraso, N. (2014). Forest deforestation dynamics and drivers in Latin America: a review since 1990. *SciELO*, 17(2), 233. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2014.2.a07>
- Arruti, J. (2011). La realidad forestal de Orellana: una mirada parroquial. Proyecto Bosques. In FLACSO (Ed.), *Retos ya anenazas en Yasuní* (Primera, p. 232). Quito- Ecuador.
- Bass, M., Finer, M., Jenkins, C., Kreft, H., Cisneros-Heredia, D. F., McCracken, S. F., Kunz, T. H. (2010). Global Conservation Significance of Ecuador's Yasuní National Park. *PLoS ONE*, 5(1), e8767. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0008767>
- Bonan, G. B. (2008, June 13). Forests and climate change: Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science*. <https://doi.org/10.1126/science.1155121>
- Borja, M. O., Aragón-Osejo, J., y Josse, C. (2017). Bosques de la Región Amazónica Ecuatoriana: ¿Qué nos dicen las cifras de deforestación de los últimos 15 años? *XVI Conferencia Iberoamericana de Sistemas de Información Geográfica-CONFIBSIG*, 63–76. Recuperado de <http://gis.uazuay.edu.ec/confibsig/MemoriasCONFibSIG.pdf>
- Bruner, A. (2001). Effectiveness of Parks in Protecting Tropical Biodiversity. *Science*, 291(5501), 125–128. <https://doi.org/10.1126/science.291.5501.125>
- Campbell, J., y Wynne, R. (2011). *Introduction to Remote Sensing*. (Guilford Press, Ed.) (Quinta). New York.
- Chassot, O., y Morera, C. (2007). *Corredores biológicos: acercamiento conceptual y experiencias en América* (Centro Cie). Costa Rica.
- Chuvieco, E. (2008). *Teledetección ambiental la observación de la tierra desde el espacio*

(Tercera). Barcelona: Ariel. Recuperado de <https://es.scribd.com/document/366409360/Teledeteccion-Ambiental-Chuvieco>

Congedo, L. (2017). *Semi-Automatic Classification Plugin Documentation*.

Cuenca, P., Arriagada, R., y Echeverría, C. (2016). How much deforestation do protected areas avoid in tropical Andean landscapes? *Environmental Science and Policy*, 56, 56–66. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.10.014>

Cuenca, P., y Echeverria, C. (2017). How do protected landscapes associated with high biodiversity and population levels change? *PLOS ONE*, 12(7), e0180537. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0180537>

Dudley, N., Groves, C., Redford, K. H., y Stolton, S. (2014). Where now for protected areas? Setting the stage for the 2014 World Parks Congress. In *ORYX* (Vol. 48, pp. 496–503). <https://doi.org/10.1017/S0030605314000519>

Eastman, J. R. (2015). *TerrSet: Geospatial Monitoring and Modeling Software*. (Clark Labs, Ed.), *Clark Labs* (Vol. 53). <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

Echeverri, M. A., y Harper, G. J. (2009). Fragmentación y deforestación como indicadores del estado de los ecosistemas en el Corredor de Conservación Choco-Manabí (Colombia-Ecuador) Mauricio. *Revista Forestal Centroamericana*. Recuperado de <http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/handle/11554/6337>

ERDAS. (2009). ERDAS Field Guide TM - Tutorial, (November), 810. Recuperado de <http://web.pdx.edu/~emch/ip1/FieldGuide.pdf>

Estreguil, C., & Mouton, C. (2009). *Measuring and reporting on forest landscape pattern, fragmentation and connectivity in Europe: methods and indicators*. Italia. Recuperado de <http://www.jrc.ec.europa.eu/>

Fahrig, L. (2005). When is a landscape perspective important? In J. A. Wiens y M. R. Moss (Eds.), *Issues and Perspectives in Landscape Ecology* (pp. 3–10). Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511614415.002>

Fearnside, P. M., y Laurance, W. F. (2004). Tropical deforestation and greenhouse-gas emissions. *Ecological Applications*, 14(4), 982–986. <https://doi.org/10.1890/03-5225>

Finer, M., Jenkins, C., Pimm, S., Keane, B., y Ross, C. (2008). Oil and Gas Projects in the Western Amazon: Threats to Wilderness, Biodiversity, and Indigenous Peoples. *PLoS*

- ONE*, 3(8), e2932. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0002932>
- Forman, R. T. T. (1995). Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, 10(3), 133–142. <https://doi.org/10.1007/BF00133027>
- Galindo, G., Espejo, O., Vergara, L., y Cabrera, E. (2014). *Protocolo de procesamiento digital de imágenes para la cuantificación de la deforestación en Colombia*. Bogotá. Recuperado de <http://www.scripto.com.co>
- Garces, S. (2008). Aprendiendo acerca de las áreas protegidas. In *Áreas protegidas y conservación en los países andinos: modelos, estrategias y participación* (FLACSO). Quito.
- Gray, C. L., Bilsborrow, R. E., Bremner, J. L., y Lu, F. (2008). Indigenous land use in the Ecuadorian Amazon: A cross-cultural and multilevel analysis. *Human Ecology*, 36(1), 97–109. <https://doi.org/10.1007/s10745-007-9141-6>
- Greenberg, J. A., Kefauver, S. C., Stimson, H. C., Yeaton, C. J., y Ustin, S. L. (2005). Survival analysis of a neotropical rainforest using multitemporal satellite imagery. *Remote Sensing of Environment*, 96(2), 202–211. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.02.010>
- Holland, M. B., de Koning, F., Morales, M., Naughton-Treves, L., Robinson, B. E., y Suárez, L. (2014). Complex Tenure and Deforestation: Implications for Conservation Incentives in the Ecuadorian Amazon. *World Development*, 55, 21–36. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2013.01.012>
- Horton, A. J., Constantine, J. A., Hales, T. C., Goossens, B., Bruford, M. W., y Lazarus, E. D. (2017). Modification of river meandering by tropical deforestation. *Geology*, 45(6), 511–514. <https://doi.org/10.1130/G38740.1>
- INEC. (2019). Proyecciones Poblacionales |. Recuperado Junio 15, 2019, de <http://www.ecuadorencifras.gob.ec/proyecciones-poblacionales/>
- Jalmacin, A., González, G., Mendoza, M., y Silva, F. (2017). Cambio de cobertura y uso de suelo en cuencas tropicales costeras del Pacífico central mexicano. *Investigaciones Geográficas, Boletín Del Instituto de Geografía*, 2017(94), 64–81. <https://doi.org/10.14350/RIG.56770>
- Jensen, J. (2013). *Remote Sensing of the Environment: An Earth Resource Perspective*. (Pearson, Ed.) (Segunda).

- Joppa, L. N., y Pfaff, A. (2009). High and far: Biases in the location of protected areas. *PLoS ONE*, 4(12), e8273. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0008273>
- Juffe-Bignoli, D., Burgess, N. ., Bingham, H., Belle, E. M., de Lima, M., Deguignet, M., Kingston, N. (2014). *Protected Planet Report 2014*. (U. UNEP-WCMC: Cambridge, Ed.). Recuperado de http://wdpa.s3.amazonaws.com/WPC2014/protected_planet_report.pdf
- Killeen, T., y Solorzano, L. (2008). Conservation strategies to mitigate impacts from climate change in Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1498), 1881–1888. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.0018>
- Kindu, M., Schneider, T., Teketay, D., y Knoke, T. (2016). Changes of ecosystem service values in response to land use/land cover dynamics in Munessa-Shashemene landscape of the Ethiopian highlands. *Science of the Total Environment*, 547, 137–147. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.127>
- Lamberechts, C. (2010). *DEFORESTACIÓN: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente*. Recuperado de www.ulb.ac.be/ceese/meta/sustvl.html
- Landsat Science. (2019). Landsat 5. Recuperado Abril 4, 2019, de <https://landsat.gsfc.nasa.gov/landsat-5/>
- Lillesand, T., Kiefer, R., y Chipman, J. (2014). *Remote sensing and image interpretation*. (J. Wiley, Ed.) (Séptima).
- López, V., Espíndola, F., Calles, J., y Ulloa, J. (2013). *Amazonía ecuatoriana bajo presión* (EcoCiencia). Quito-Ecuador. Recuperado de https://www.amazoniasocioambiental.org/wp-content/uploads/2017/01/AmazoniaEcuatoriana_bajo_presion.pdf
- MAAP. (2018). *Deforestación Petrolera en el Parque Nacional Yasuní, Amazonía Ecuatoriana*. Recuperado de <https://maaproject.org/2018/yasuni/>
- MAE. (2013). *Sistema de clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental*. Subsecretaría de Patrimonio Natural, Quito. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- MAE. (2014). Guía Informativa de las Áreas Naturales Protegidas del Ecuador. Quito.
- MAE. (2017a). De Áreas protegidas del Ecuador. *Flora*, 20. Retrieved from <http://suia.ambiente.gob.ec/documents/10179/346525/Areas+Protegidas+del+Ecuador.p>

df/390b099f-6f57-4d38-bf17-cea3a138caf5

- MAE. (2017b). *Deforestacion del Ecuador continental periodo 2014-2016*. Quito Ecuador.
- MAGAP-PRAT, SIGTIERRAS, & TRACASA-NIPSA. (2015). *Memoria técnica de cobertura y uso de suelo, sistemas productivos del cantón Aguarico*. Recuperado de http://metadatos.sigtierras.gob.ec/pdf/Memoria_tecnica_Coberturas_AGUARICO_2015_0221.pdf
- McGarigal, K. (2015). Fragstats Help,. <https://doi.org/10.1002/ejoc.201200111>
- Mena, C. F. (2013). *Deforestación en el Norte de la Amazonía Ecuatoriana: del patrón al proceso*. (Universidad San Francisco de Quito, Ed.). Recuperado de https://www.usfq.edu.ec/publicaciones/polemika/Documents/polemika005/polemika005_009_articulo006.pdf
- Morera, C., Pinto, J., y Romero, M. (2010). *Paisaje, procesos de fragmentación y redes ecológicas: Aproximación conceptual*. Recuperado de <https://www.researchgate.net/publication/256495889>
- Municipio de Aguarico. (2014). Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial del cantón Aguarico 2015-2019. Tiputini.
- Navarro, M. del C., González, L., y Amparán, R. (2015). *Fragmentación y sus implicaciones* (Primera ed). Puerto Vallarta, Jalisco. Recuperado de [http://www.cuc.udg.mx/sites/default/files/publicaciones/2015 - Fragmentación y sus implicaciones. Análisis y reflexión documental.pdf](http://www.cuc.udg.mx/sites/default/files/publicaciones/2015_Fragmentación_y_sus_implicaciones_Análisis_y_reflexión_documental.pdf)
- NRCAN. (2015). Land Cover; Land Use. Recuperado Julio 23, 2019, de <https://www.nrcan.gc.ca/maps-tools-and-publications/satellite-imagery-and-air-photos/remote-sensing-tutorials/land-cover-land-use/9373>
- Ostapowicz, K., Vogt, P., Riitters, K. H., y Kozak, J. (2008). Impact of scale on morphological spatial pattern of forest, 1107–1117. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9271-2>
- Pabon-Zamora, L., Bezaury, J., Leon, F., Gill, L., Stolton, S., Groves, A., Dudley, N. (2008). Valorando la Naturaleza: Beneficios de las áreas protegidas. Recuperado de www.protectedareatools.org.
- Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., y Hayes, D. (2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 333(6045), 988–993.

<https://doi.org/10.1126/science.1201609>

- Pfaff, A., Robalino, J., Sanchez-Azofeifa, G. A., Andam, K. S., y Ferraro, P. J. (2009). Park location affects forest protection: Land characteristics cause differences in park impacts across costa rica. *B.E. Journal of Economic Analysis and Policy*, 9(2). <https://doi.org/10.2202/1935-1682.1990>
- Puyravaud, J. (2003). Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*. /
- Quijas, S., Schmid, B., y Balvanera, P. (2010). Plant diversity enhances provision of ecosystem services: A new synthesis. *Basic and Applied Ecology*, 11(7), 582–593. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.06.009>
- RAISG. (2015). *Deforestacion en la Amazonía (1970-2013)*. Sao Paulo. Recuperado de www.raisg.socioambiental.org
- Ramankutty, N., Graumlich, L., Achard, F., Alves, D., Chhabra, A., Defries, R., y Turner, B. . (2006). Global landcover change: recent progress, remaining challenges (Chapter 2). In *Land-Use and LandCover Change. Local Processes and Global Impacts* (pp. 9–39).
- Ramón, C., y Estrada, J. (2010). INTERPRETACIÓN DEL CAMBIO EN VEGETACIÓN Y USO DE SUELO. *Scielo*. Retrieved from <http://www.scielo.org.mx/pdf/tl/v29n4/2395-8030-tl-29-04-00359.pdf>
- Riitters, K., Vogt, P., y Soille, P. (2009). Landscape patterns from mathematical morphology on maps with contagion, 699–709. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9344-x>
- Rogan, J., Wright, T. M., Cardille, J., Pearsall, H., Ogneva-Himmelberger, Y., Riemann, R., y Partington, K. (2016). Forest fragmentation in Massachusetts, USA: a town-level assessment using Morphological spatial pattern analysis and affinity propagation. *GIScience and Remote Sensing*, 53(4), 506–519. <https://doi.org/10.1080/15481603.2016.1141448>
- Sánchez, V., y Fernández, M. (2012). Paisaje y entorno (Primera, pp. 44–53). Biovisual.
- Scharlemann, J. P. W., Kapos, V., Campbell, A., Lysenko, I., Burgess, N. D., Hansen, M. C., y Miles, L. (2010). Securing tropical forest carbon: The contribution of protected areas to REDD. *ORYX*, 44(3), 352–357. <https://doi.org/10.1017/S0030605310000542>
- Schleuning, M., Farwig, N., Peters, M., Bergsdorf, T., Bleher, B., Brandl, R., y Böhning-Gaese,

- K. (2011). Forest Fragmentation and Selective Logging Have Inconsistent Effects on Multiple Animal-Mediated Ecosystem Processes in a Tropical Forest. *PLoS ONE*, 6(11), e27785. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0027785>
- Sierra, R. (2000). Dynamics and patterns of deforestation in the western Amazon: The Napo deforestation front, 1986-1996. *Applied Geography*, 20(1), 1–16. [https://doi.org/10.1016/S0143-6228\(99\)00014-4](https://doi.org/10.1016/S0143-6228(99)00014-4)
- Sierra, R. (2013). *Patrones y factores de deforestación en el Ecuador continental, 1990-2010. Y un acercamiento a los próximos 10 años.* (Conservación Internacional Ecuador, Ed.). Quito Ecuador.
- Soille, P., y Vogt, P. (2009). Morphological segmentation of binary patterns. *Pattern Recognition Letters*, 30(4), 456–459. <https://doi.org/10.1016/j.patrec.2008.10.015>
- Suárez, E., Morales, M., Cueva, R., Utreras Bucheli, V., Zapata-Ríos, G., Toral, E., Vargas y Olalla, J. (2009). Oil industry, wild meat trade and roads: indirect effects of oil extraction activities in a protected area in north-eastern Ecuador. *Animal Conservation*, 12(4), 364–373. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2009.00262.x>
- Sun, J., y Southworth, J. (2013). Indicating structural connectivity in Amazonian rainforests from 1986 to 2010 using morphological image processing analysis. *International Journal of Remote Sensing*, 34(14), 5187–5200. <https://doi.org/10.1080/01431161.2013.788800>
- Tapia, M. F., Homeier, J., Espinosa, C. I., Leuschner, C., y de la Cruz, M. (2015). Deforestation and Forest Fragmentation in South Ecuador since the 1970s – Losing a Hotspot of Biodiversity. *PLoS ONE*, 1–18. <https://doi.org/10.5061/dryad.32451>
- Tolessa, T., Senbeta, F., y Kidane, M. (2017). The impact of land use/land cover change on ecosystem services in the central highlands of Ethiopia. *Ecosystem Services*, 23, 47–54. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.11.010>
- UICN. (2014). *Gobernanza de Áreas Protegidas* (p. 143). Gland, Suiza. Retrieved from www.iucn.org/pa_guidelines
- USGS. (2019). Landsat Missions Timeline | Landsat Missions. Retrieved December 5, 2018, from <https://landsat.usgs.gov/landsat-missions-timeline>
- Vila, J., Varga, D., Llausàs, A., y Ribas, A. (2006). *Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology).*

- Vogt, P., y Riitters, K. (2017). GuidosToolbox: universal digital image object analysis. *European Journal of Remote Sensing*, 50(1), 352–361. <https://doi.org/10.1080/22797254.2017.1330650>
- Vogt, P., Riitters, K. H., Estreguil, C., Kozak, J., Wade, T. G., y Wickham, J. D. (2007). Mapping spatial patterns with morphological image processing. *Landscape Ecology*, 22(2), 171–177. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9013-2>
- Volpe, N. L., Robinson, W. D., Frey, S. J. K., Hadley, A. S., y Betts, M. G. (2016). Tropical forest fragmentation limits movements, but not occurrence of a generalist pollinator species. *PLoS ONE*, 11(12), e0167513. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0167513>
- Wickham, J. D., Riitters, K. H., Wade, T. G., y Vogt, P. (2010). Landscape and Urban Planning A national assessment of green infrastructure and change for the conterminous United States using morphological image processing, 94, 186–195. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.10.003>

9. ANEXOS

Anexo 1. Matriz de validación de clasificación para el año de 1986

COBERTURA	DATOS DE REFERENCIA 1986						PRECISIÓN USUARIO (%)	KAPPA	PRECISIÓN GLOBAL (%)	KAPPA
	Bosque	Cuerpos de agua	Zona antrópica	Área agropecuaria	Suelo descubierto	TOTAL				
CLASIFICACIÓN	Bosque	50	5	2	3	1	61	82	82	
	Cuerpos de agua	0	44	1	3	7	55	80	0,75	
	Zona antrópica	0	0	45	0	0	45	100	1	
	Área agropecuaria	0	1	2	44	0	47	94	0,9	90
	Suelo descubierto	0	0	0	0	42	42	100	1	0,88
	TOTAL	50	50	50	50	50	250			
PRECISIÓN PRODUCTOR (%)	100	88	90	88	84					

Anexo 2. Matriz de validación de clasificación para el año de 2018

COBERTURA	DATOS DE REFERENCIA 2018						PRECISIÓN USUARIO (%)	KAPPA	PRECISIÓN GLOBAL (%)	KAPPA
	Bosque	Cuerpos de agua	Zona antrópica	Área agropecuaria	Suelo descubierto	TOTAL				
CLASIFICACIÓN	Bosque	50	4	1	1	3	59	85	0,8	
	Cuerpos de agua	0	44	0	0	3	47	94	0,9	
	Zona antrópica	0	0	42	1	0	43	98	1	
	Área agropecuaria	0	0	7	48	0	55	87	0,8	91,60
	Suelo descubierto	0	2	0	0	44	46	96	0,9	0,90
	TOTAL	50	50	50	50	50	250			
PRECISIÓN PRODUCTOR (%)	100	88	84	96	88					

Anexo 3. Matriz de transición (en hectáreas) de los mapas de uso del suelo de los años 1986 y 2018.

COBERTURA Y USO DE SUELO		AÑO 2018						TOTAL 1986	
		Bosque	Cuerpos de agua	Zona antrópica	Área Agropecuaria	Suelo descubierto	ha	Pérdida	
AÑO 1986	Bosque	349 526	2 481	233	3 862	149	356 251	6 725	
	Cuerpo hídrico	1 874	9 182	11	798	1 234	13 099	3 917	
	Zona Antrópica	2	6	49	25	0	82	33	
	Área Agropecuaria	1 494	674	126	2 092	66	4 452	2 360	
	Suelo descubierto	117	390	0	34	56	597	541	
	Ha	353 013	12 733	419	6 811	1 505	374 481		
TOTAL 2018	Ganancia	3 487	3 551	370	4 719	1 449			

Anexo 4. Matriz de transición (en hectáreas) de AC de 1986 y 2018.

COBERTURA Y USO DE SUELO		AÑO 2018						TOTAL 1986	
		Bosque	Cuerpos de agua	Zona antrópica	Área Agropecuaria	Suelo descubierto	ha	Pérdida	
AÑO 1986	Bosque	191 979	1 882	199	3 601	149	197 810	5 831	
	Cuerpo hídrico	1 311	7 695	10	795	1 234	11 045	3 350	
	Zona Antrópica	2	6	49	25	0	82	33	
	Área Agropecuaria	1 480	673	124	2 082	66	4 425	2 343	
	Suelo descubierto	117	389	0	34	56	596	540	
	Ha	194 889	10 645	382	6 537	1 505	213 958		
TOTAL 2018	Ganancia	2 910	2 950	333	4 455	1 449			

Anexo 5. Matriz de transición (en hectáreas) de AP de 1986 y 2018.

COBERTURA Y USO DE SUELO		AÑO 2018					TOTAL 1986	
		Bosque	Cuerpos de agua	Zona antrópica	Área Agropecuaria	Suelo descubierto	ha	Pérdida
AÑO 1986	Bosque	157 547	599	34	261	0	158 441	894
	Cuerpo hídrico	563	1 487	1	3	0	2 054	567
	Zona Antrópica	0	0	0	0	0	0	0
	Área Agropecuaria	14	1	2	10	0	27	17
	Suelo descubierto	0	1	0	0	0	1	1
	Ha	158 124	2 088	37	274	0	160 523	
TOTAL 2018	Ganancia	577	601	37	264	0		