

ANÁLISIS DE LOS EFECTOS DEL CAMBIO DE USO DE SUELO EN EL PAISAJE DEL BOSQUE HÚMEDO: UNA VISIÓN AL AÑO 2022 EN LA CUENCA DEL RÍO CAYAPAS-ECUADOR

*ANALYSIS OF THE EFFECTS OF LAND USE CHANGE IN THE
WET FOREST LANDSCAPE: A VISION TO THE YEAR 2022 IN THE
CAYAPAS-ECUADOR RIVER BASIN*

Recibido: 14/08/2021 - Aceptado: 24/01/2022

JAZMÍN UBALDINA ORTEGA CHUQUÍN

Ingeniera en Recursos Naturales
Universidad Técnica del Norte

juortegac@utn.edu.ec
<https://orcid.org/0000-0001-9440-824X>

DARIO PAÚL ARIAS MUÑOZ

Docente en la Universidad Técnica del Norte
Ibarra - Ecuador

Magíster en Gobernanza de los Recursos y Riesgos
Heidelberg University

dparias@utn.edu.ec
<https://orcid.org/0000-0002-1263-2748>

Cómo citar este artículo:

Ortega, J. & Arias, P. (Enero - Junio de 2022). Análisis de los efectos del cambio de uso de suelo en el paisaje del bosque húmedo: una visión al año 2022 en la cuenca del río Cayapas-Ecuador. *Sathiri* (17)1, 288-311. <https://doi.org/10.32645/13906925.1116>

Resumen

El bosque húmedo es un ecosistema que se encuentra categorizado en peligro crítico resultado del incremento de la expansión de la frontera agrícola. En este estudio se analizaron los efectos del cambio de uso de suelo en el paisaje del bosque húmedo: en el hotspot Tumbes – Chocó – Magdalena, en la cuenca del río Cayapas en los años 1982, 2002 y a un futuro proyectado en el año 2022. Para ello se proyectó el uso de suelo al año 2022 mediante el uso del software TERRSET y se utilizó como información base las coberturas de uso de suelo del año 1982 y 2002. Los efectos en el paisaje se evaluaron mediante la obtención de los índices del paisaje como son: área total, índice del parche más grande, número de parches, densidad de borde. Los resultados muestran que el bosque nativo registró una pérdida del 27.53% entre el periodo de 1982 -2002 y para el año 2022 presentó una regeneración natural de 2.7%. El efecto inmediato de esta transición en el bosque húmedo fue la fragmentación debido al incremento en el número de parches de 3 a 1 276 entre el periodo de 1982 – 2022. En consecuencia, los parches de bosque nativo se encuentran alejados entre sí, lo cual dificulta la conectividad y los diferentes procesos ecológicos que se desarrollan en este tipo de ecosistemas.

Palabras claves: hotspot, fragmentación, cambio de uso de suelo, bosque húmedo, peligro crítico.

Abstract

The humid forest is an ecosystem that is categorized in critical danger as a result of the increase in the expansion of the agricultural frontier. In this study, the effects of land use change in the humid forest landscape were analyzed: in the Tumbes - Chocó - Magdalena hotspot, in the Cayapas river basin in 1982, 2002 and a projected future in 2022. For this, the land use was projected to the year 2022 by using the TERRSET software and the land use coverage of the year 1982 and 2002 was used as base information. The effects on the landscape were evaluated by obtaining the landscape indices. such as: total area, index of the largest patch, number of patches, border density. The results show that the native forest registered a loss of 27.53% between the 1982-2002 period and for the year 2022 it presented a natural regeneration of 2.7%. The immediate effect of this transition in the humid forest was fragmentation due to the increase in the number of patches from 3 to 1276 between the period 1982 - 2022. Consequently, the native forest patches are far away from each other, which Problems connectivity and the different ecological processes that take place in this type of ecosystem.

Keywords: hotspot, fragmentation, land-use change, humid forest, critically endangered.

Introducción

La biodiversidad es el conjunto de la riqueza, abundancia de genes, especies y ecosistemas que se encuentran en un lugar determinado (López, Gonzáles, Díaz, Castro y García, 2007). El Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) (2015), ha establecido 12 países que presentan una riqueza biológica notoria, estos países se les ha llegado a denominar como megadiversos, debido a que contienen alrededor del 70% de las especies de flora y fauna a una escala global. Ecuador es uno de los países más megadiversos a nivel mundial, debido a los factores físicos a los que se ve expuesto como es la línea ecuatorial, corrientes de Humboldt, las costas del Pacífico y la cordillera de los Andes, factores que forman lugares en donde se concentra un gran número de especies nativas y endémicas, denominados Hotspots o puntos calientes (Varea, 2004). Uno de los puntos calientes que posee Ecuador es el Hotspot Tumbes-Chocó-Magdalena, caracterizado por presentar un gran número de especies de flora y fauna endémicas y nativas más importantes, de las cuales la mayoría se encuentra amenazado (Espinoso, De la Cruz y Escudero, 2012).

Los bosques húmedos son uno de los ecosistemas más megadiversos que existe en el planeta, desempeñan un papel importante en el funcionamiento de la Tierra (Saatchi et al., 2021), pese a ello, se encuentra cada vez más amenazado por los cambios de uso de suelo, como consecuencia se pierde su cobertura debido a la deforestación y degradación (Song et al., 2018), lo que resulta en pequeños fragmentos de bosque con una diversidad escasa (De Palma et al., 2019). Se han realizado algunos estudios sobre el bosque húmedo, uno de ellos es el de Ferrer et al. (2019), en el cual indican que este ecosistema se encuentra en peligro crítico, como resultado del impacto que se genera por el incremento de las actividades antrópicas.

Los bosques húmedos conformaban hasta comienzos del siglo XX gran parte de la superficie de la costa del Ecuador, en la actualidad ya no es así (Conservación Internacional, 2014). La tala selectiva que se genera en este tipo de bosque es considerada una de las principales causas de la pérdida de vegetación primaria y es probable que sea la causante de la extinción de especies de plantas y animales que están categorizadas en peligro (Muhati et al., 2018). Uno de los problemas ambientales más importantes al que se ve expuesto este ecosistema, es al cambio de uso de suelo causado por las actividades antrópicas, actividades que se producen por las necesidades políticas, económicas, culturales y sociales, lo que genera un gran impacto ambiental (Echeverría et al., 2014).

El cambio de uso de suelo genera impactos como fragmentación, deforestación y degradación en los ecosistemas, los cuales se convierten en la principal razón de la pérdida de cobertura vegetal en los ecosistemas naturales (Otavo y Echeverría, 2017). El aumento en la población humana en conjunto con los altos niveles de pobreza se estableció como factores principales que impulsan a las comunidades a explotar de manera insostenible los recursos forestales (Kauppi et al., 2018). La destrucción de este ecosistema a lo largo del tiempo se debe al estilo de vida de las comunidades que habitan cerca de estas áreas naturales (GoK, 2018). El resultado de esta sobreexplotación son paisajes que presentan parches o fragmentos de bosque que dificultan la conectividad biológica, de igual forma, se produce la pérdida de hábitat de distintas especies, lo que provoca cambios en la composición y abundancia de especies (Márquez, 2002).

La deforestación en el bosque húmedo es responsable de la extinción de especies de flora y fauna, por ende, de la disminución de la diversidad biológica (Tejedor et al., 2012). La deforestación y degradación son factores que generan la destrucción del hábitat, aislamientos en los fragmentos de bosque, al igual que consecuencias físicas y biológicas resultado del efecto de borde (Tucker y Townshend, 2000). Las actividades realizadas por el hombre han modificado las áreas naturales, debido al cambio de uso de suelo, se ha generado la conversión de bosques primarios a bosques secundarios. El sobreuso

del suelo ha logrado como resultado el cambio en la composición y función del paisaje, lo que causa alteraciones en los patrones espaciales de los bosques nativos (Correa, Mendoza, y López, 2014).

El presente estudio tuvo como objeto el análisis de los efectos del cambio de uso de suelo en el paisaje del bosque húmedo para los años 1982 y 2002 y una proyección futura al año 2022 en la cuenca del río Cayapas ubicada en una parte del hotspot Tumbes-Chocó-Magdalena localizada en la provincia de Esmeraldas-Ecuador. De esta manera se evaluaron los cambios de uso de suelo mediante la aplicación de la matriz de transición y los efectos en el paisaje por medio del análisis de patrones espaciales del paisaje. La intensidad de las alteraciones del cambio de uso de suelo en respuesta al incremento poblacional y las consecuencias sobre el ambiente han sido el origen para realizar estudios rigurosos sobre estos cambios (Palmate et al., 2017), por lo tanto, es posible evaluar el estado de un hábitat por medio de modelos de predicción los cuales pueden construir escenarios futuros de cambio de uso de suelo en un lugar determinado (Mansour et al., 2020), y de esta forma proporcionar un análisis científico racional, que se convierta en una base para las decisiones de un desarrollo sostenible, a su vez para la protección de los ecosistemas y la conservación de los recursos naturales (Etemadi et al., 2018 ; Xu et al., 2019).

Metodología

Área de estudio. La cuenca del río Cayapas, localizada en la provincia Esmeraldas, es el eje principal de comunicación en el cantón Eloy Alfaro, este río une sus aguas con el río Santiago en la población de Borbón. El área de estudio tiene una superficie de 608 545.12 ha y una elevación que se encuentra desde los 100 hasta los 2800 msnm, y se encuentra delimitado geográficamente al norte por Colombia, al sur por la provincia de Manabí, al este por las provincias de Imbabura, Carchi y al oeste por el océano Pacífico (Figura 1).

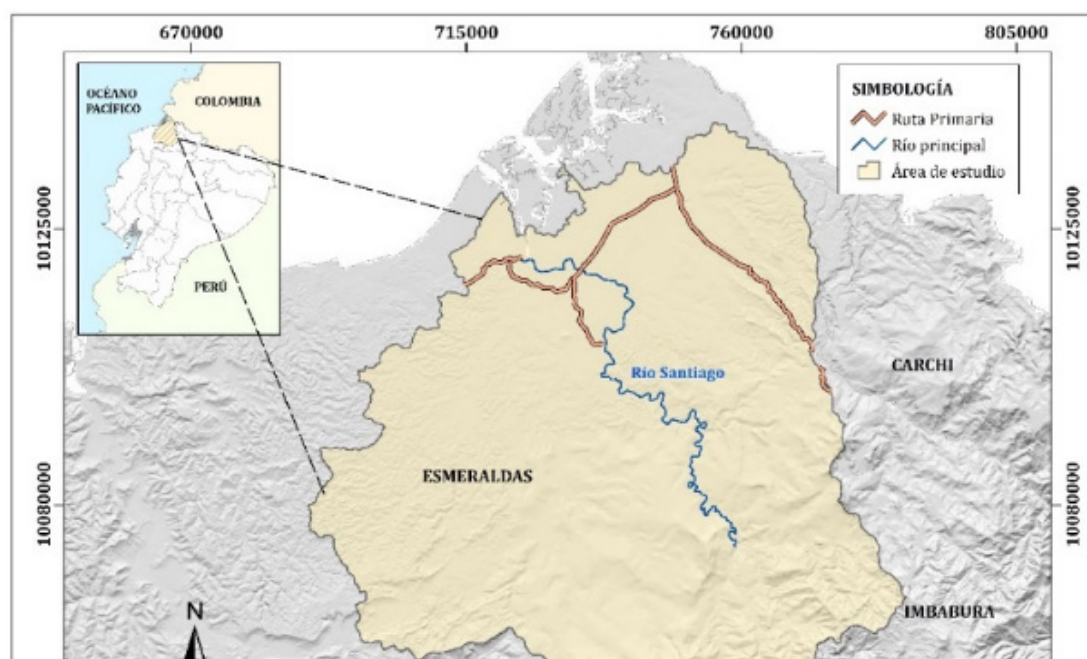


Figura 1. Mapa de ubicación de la cuenca del río Cayapas

La cuenca del río Cayapas posee una temperatura que varía entre los 20 – 25°C, durante el año se pueden presentar dos estaciones una seca y otra lluviosa; según la clasificación de Pourrut (1995), la cuenca hidrográfica Cayapas presenta algunos climas como son: Ecuatorial Mesotérmico semi – húmedo, Megatérmico lluvioso, el que más destaca es el clima Tropical Megatérmico Húmedo. La precipitación en la cuenca Cayapas puede llegar a los 1000 - 4000 mm al año; debido a este tipo de clima y la altitud que este tipo de bosque presenta una gran diversidad de flora y fauna (Velásquez, 2014).

Materiales y métodos

Para el análisis del cambio de cobertura y uso de suelo en la cuenca hidrográfica Cayapas se utilizó el software ArcMap 10.5 con licencia temporal, al igual que el software TerrSet 1.0 con licencia temporal para realizar la proyección del cambio de cobertura en el año 2022, como también cartografía temática generada por el Sistema Nacional de Información.

El diseño del experimento es no experimental de tipo longitudinal, debido a que se consideró que el tema de investigación busca analizar cambios a través del tiempo. El trabajo de investigación consistió en la elaboración de mapas temáticos de uso de suelo y cobertura vegetal de los años 1982, 2002. Posteriormente se realizó la proyección del cambio de cobertura para el año 2022 por medio del software TerrSet, finalmente se utilizó la información obtenida para analizar los índices y métricas del paisaje.

Para determinar el cambio de uso de suelo se utilizó el geo data base oficial publicado por el Sistema Nacional de Información (2014), en el cual se obtuvo la cartografía para el año 1982 y 2002 con las siguientes categorías: bosque nativo, cuerpo de agua, cultivos, pasto y vegetación arbustiva.

En la proyección del cambio de la cobertura y uso de suelo, se realizó un listado con las características específicas de los rasters de categorías de cobertura y uso de suelo (Tabla 2). Es necesario que todos los rasters presenten las mismas similitudes para que se pueda generar la predicción del cambio de uso de suelo por medio del software Terrset.

Tabla 2

Características de los rasters de insumos para el software Terrset

Información del Raster	Características
Columnas y filas	3256, 3367
Número de Bandas	1
Tamaño del pixel	30 m x 30 m
Formato	TIFF
Tipo de almacenamiento	Entero no asignado
Resolución radiométrica	8 bit

Se determinaron las variables para realizar la modelación del escenario futuro, estas variables se las dividió en dinámicas y estáticas (Figura 2), para su clasificación se consideraron que las variables dinámicas son los factores que generan un cambio no natural en el hábitat. Posteriormente se identificaron las áreas protegidas que se encuentran en la cuenca Cayapas (Figura 2), con el fin de utilizar este raster como una variable de restricción, el software Terrset no analizó cambios en la cobertura, debido a que se consideraron que estas zonas se mantendrán intactas con el pasar del tiempo, ya que se encuentran protegidas por leyes ambientales vigentes.

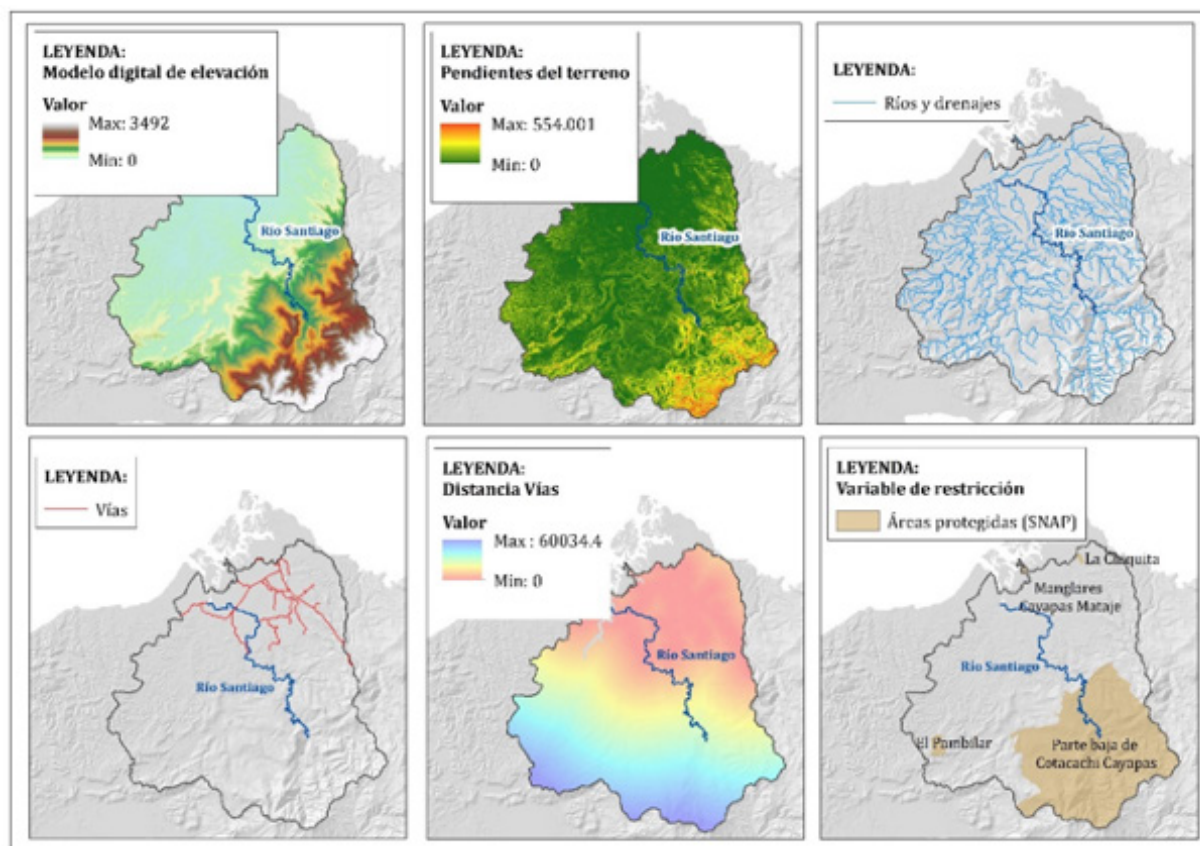


Figura 2. Variables estáticas: a) DEM, b) Pendientes del terreno, c) Ríos y drenajes y d) Vías; Variable dinámica: e) Distancia euclidiana vías; f) Variable de restricción del cambio de uso de suelo

Para la predicción del cambio de uso de suelo para el año 2022 se utilizó la base de simulación del modelo Land Change Modeler del software Terrset, ya que este módulo está diseñado para el análisis de cambio de usos del suelo estadísticamente al igual que espacialmente explícita. En este software se realizó un análisis de los cambios de cobertura y uso de suelo, se establecieron las ganancias y pérdidas en la cobertura vegetal presentes en los años 1982 y 2002.

También se determinaron los espacios en donde se produjo un cambio en la cobertura dentro de la cuenca. Se generaron tendencias de cambio entre categorías de coberturas y usos del suelo las cuales se identificaron en el análisis de cambio (Figura 3). Estas tendencias permitieron predecir la predisposición que tienen las coberturas vegetales a cambiar por usos de suelo como son cultivos o pastoreo en el transcurso del tiempo.

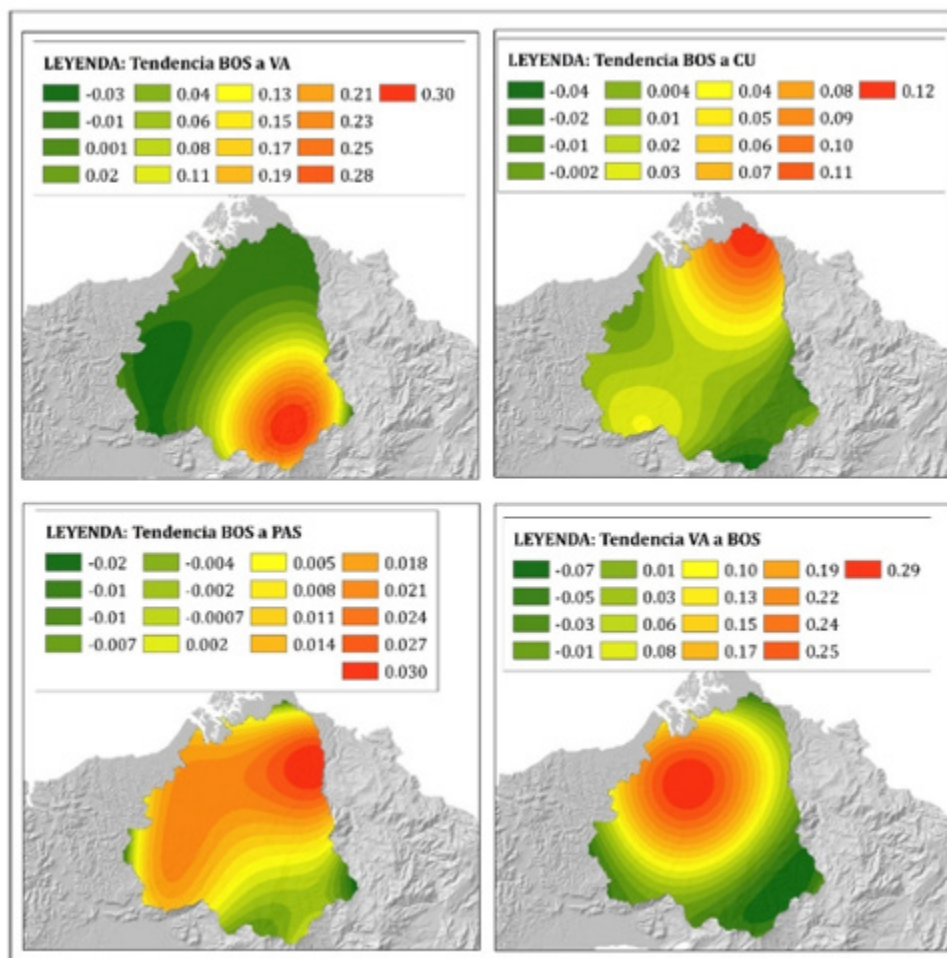


Figura 3. Tendencias de cambio: a) Bosque a Vegetación arbustiva, b) Bosque a Cultivos, c) Bosques a Pastos, d) Vegetación arbustiva a Bosque

Se estableció un sub - modelo de transición (Tabla 3), y se determinaron las áreas que cambiaron de estado, a este sub - modelo se le denominó disturbios, debido a que todo cambio sea bueno o malo que se desarrolle en el área es un disturbio.

Tabla 3
Transiciones del sub - modelo

Transición		Sub - Modelo
De	A	
Bosque nativo	Cultivos	Disturbios
Bosque nativo	Pasto	
Bosque nativo	Vegetación arbustiva	

Posterior a establecer el sub - modelo, se agregaron las variables estáticas y dinámicas que se establecieron previamente, para seleccionar estas variables se realizó una prueba de Cramer's V (Tabla 4), debido a que esta prueba permite calcular la fuerza de relación que existe entre las variables.

Cómo citar este artículo:

Tabla 4
Análisis de la prueba de Cramer's V

Variables	Test Cramer's V	p-value
Modelo de Elevación	0.50	
Pendientes	0.30	
Distancia euclidiana vías	0.44	menor a 0.05
Bosque a cultivos	0.30	
Bosque a pasto	0.28	
Bosque a vegetación arbustiva	0.31	

Se realizó la validación del modelo de predicción del año 2022 por medio del índice o coeficiente Kappa creado por Jacob Cohen en 1960 (Tabla 5), el cual permitió comprobar una posible similitud entre dos clases, de esta manera se comparó el modelo de predicción del año 2022 con puntos tomados en el área de estudio. Si la clasificación se acerca a valores cercanos al cero indica un acuerdo al azar, mientras que el uno indica la veracidad entre el mapa y la realidad (Chuvieco, 2008).

Tabla 5
Valoración del coeficiente Kappa

Coficiente de Kappa (K)	Fuerza de concordancia
0.00	Pobre
0.01 – 0.20	Leve
0.21 – 0.40	Aceptable
0.41 – 0.60	Moderada
0.61 – 0.80	Casi considerable
0.81 – 1.00	Casi perfecta

Fuente: Landis y Kotch, 1977

Finalmente, para el análisis del cambio de uso de suelo en los años 1982, 2002 y 2022, se hizo un análisis a nivel de clase en donde se utilizaron las siguientes métricas: densidad de parches, número de parches, área total de parche, densidad del borde (Tabla 6). Estas métricas permitieron determinar el cambio en el uso de suelo generado en la zona de estudio y de esta manera establecer las actividades antrópicas que ocasionaron este cambio en la cobertura vegetal del bosque húmedo, además, de conocer el nivel de fragmentación que presenta el área de estudio (Echeverría et al., 2014).

Tabla 6

Métricas del paisaje usadas para el análisis de patrones espaciales de los bosques nativos

Clase	Métrica	Descripción	Unidad de medida	Rango de variación
Área, densidad y borde	Área del parche	Área de cada parche de bosque nativo en el paisaje.	Hectáreas	0 y sin limite
	Índice del parche más grande	Porcentaje del área del parche más grande con respecto al área total del paisaje.	Porcentaje	0 < LPI < 100
	Densidad de parches	Número de parches de bosque nativo por cada 100 ha.	Numerico	PD > 0
	Densidad del borde	Densidad de la longitud de borde de los parches de bosque nativo.	Metros por hectárea	ED > 0, sin límite

Fuente: McGarigal et al., 2013

Para la obtención de las métricas del paisaje se utilizó el software Fragstat 4.2, en el cual se importó las tablas generadas de imágenes clasificadas en formato TIFF (Figura 4). Este proceso permitió analizar la estructura del paisaje, ya que facilita el entendimiento de los cambios en los patrones espaciales del ecosistema (McGarigal et al., 2012).

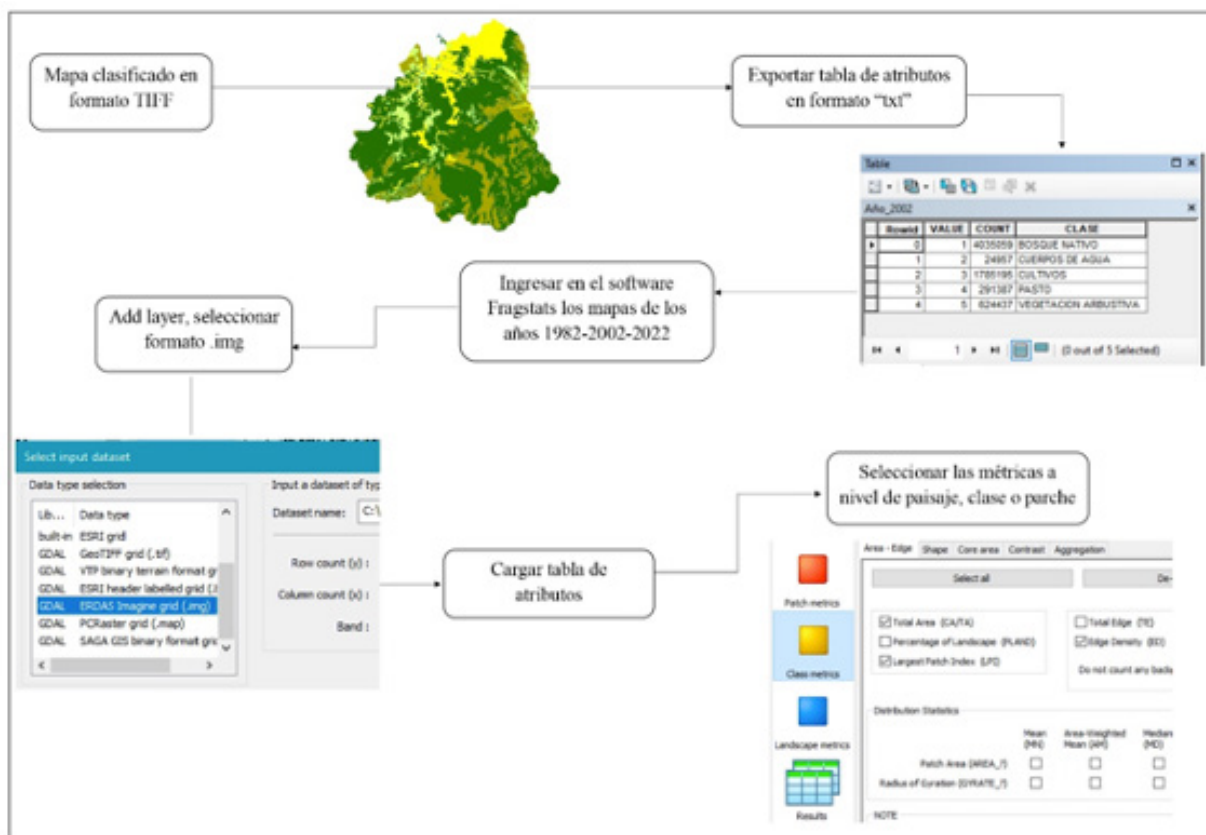


Figura 4. Flujograma para obtener las métricas del paisaje en el software Fragstats

Resultados

Determinación del cambio de uso de suelo durante los años 1982 y 2002. El bosque nativo presentó un cambio significativo entre el periodo de 1982 – 2002, en el cual la cobertura vegetal del bosque se vio reducida a 363 155 ha, es evidente el cambio en la cobertura vegetal de la cuenca Cayapas (Figura 5). Los cultivos tuvieron un aumento, debido a que en el año 1982 representaban el 4.17% y para el año 2002 presentan el 26.40%. De igual forma, los pastos presentaron un incremento para el año 2002 la cobertura para este año tiene un total de 26 219.2 ha.

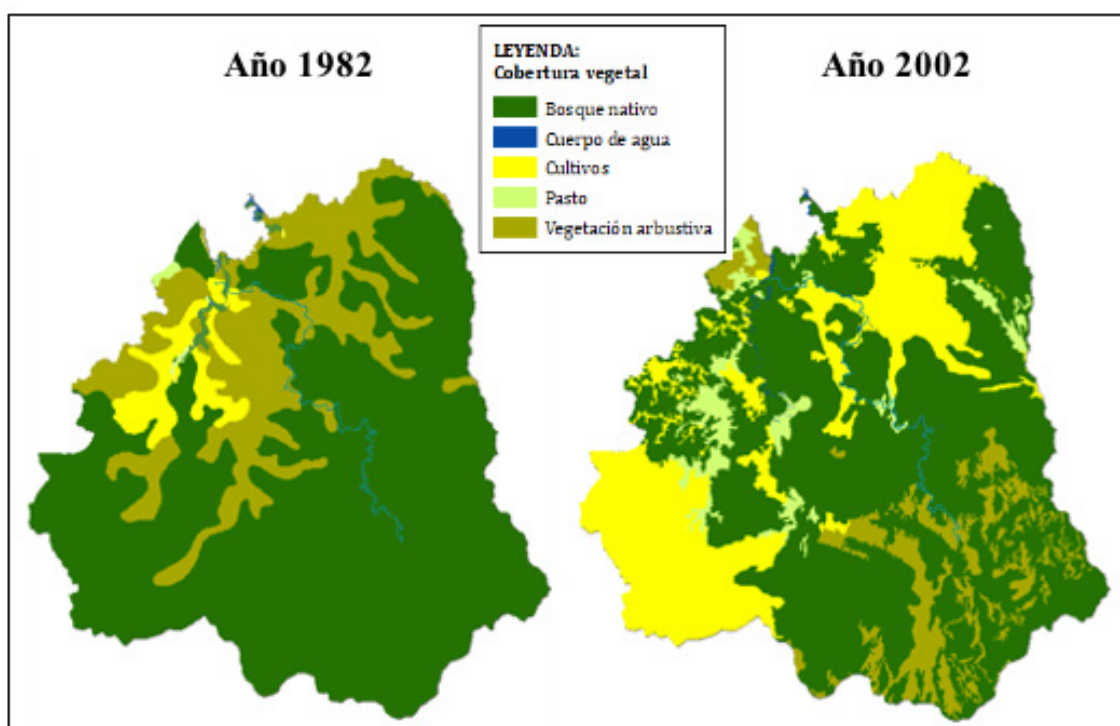


Figura 5. Variación temporal y espacial de las coberturas de la cuenca del río Cayapas periodo 1982 – 2002

En el periodo 1982 – 2002 se registró el aumento y disminución de la cobertura vegetal. De acuerdo con los resultados obtenidos por medio de la matriz de transición (Tabla 7) el bosque nativo evidenció una pérdida del 27.53 %, mientras que las áreas de cultivos incrementaron en un 25.93%. De igual forma los pastos presentaron un aumento del 4.25%. En este periodo la conversión de vegetación boscosa a zonas agropecuarias fue mayor a cualquier otra categoría, el mayor porcentaje de ganancia neta en este periodo proviene principalmente de áreas de cultivos.

Estos resultados se deberían al incremento de población en la provincia de Esmeraldas en el periodo de 1982 – 2002, ya que según datos del INEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos de Ecuador) la población que esta provincia presentaba para el año de 1982 fue de 249 008 habitantes, este valor aumenta para el censo realizado en el año 2001 en donde la población de Esmeraldas fue de 385 223 habitantes, lo cual indica que la zonas pobladas tuvieron un aumento del 35.36% (INEC, 1982; INEC, 2001), en este periodo la actividad económica a lo que se dedican los pobladores es a la agricultura (INEC, 2001), lo cual tiene relación con los resultados obtenidos en esta investigación. Estos resultados confirman lo establecido en varios estudios, sobre la relación que existe entre la degradación de bosques con el número de habitantes y la pobreza, lo que se constituye como una de las condiciones para que se produzca una mayor pérdida de áreas naturales (Márquez, 2002).

Tabla 7
Matriz de transición periodo 1982-2002

Año 1982	Año 2002					Total 1982	Pérdida
	Bosque Nativo	Cuerpo de Agua	Cultivos	Pasto	Vegetación Arbustiva		
Bosque Nativo	48.02	0	16.98	1.74	8.81	75.57	27.54
Cuerpo de Agua	0	0.04	0	0	0	0.035	0
Cultivos	0	0	3.12	1.05	0	4.17	1.05
Pasto	0	0	0	0.03	0.14	0.16	0.14
Vegetación Arbustiva	0	0	8.95	1.47	9.64	20.06	10.42
Total 2002	48.03	0.0	29.06	4.29	18.6	100	
Ganancia	0	0	25.94	4.26	8.96		

Proyección del cambio de uso de suelo para el año 2022. Se evidenció un aumento en la cobertura del bosque nativo, al igual que de vegetación arbustiva y pastos que ocupan áreas que en los años anteriores le pertenecían a la cobertura de cultivos. El área que disminuyó considerablemente es la de cultivos en la predicción de la cobertura vegetal para el año 2022 (Figura 6). Esta disminución en las áreas de cultivos se debería a que la población existente en la provincia de Esmeraldas ha buscado otras fuentes económicas a parte de las actividades agrícolas, y otro porcentaje ha emigrado para buscar mejores condiciones de vida, en los últimos años, el número de emigrantes ecuatorianos ha aumentado un 4,62% (INEC, 2019).

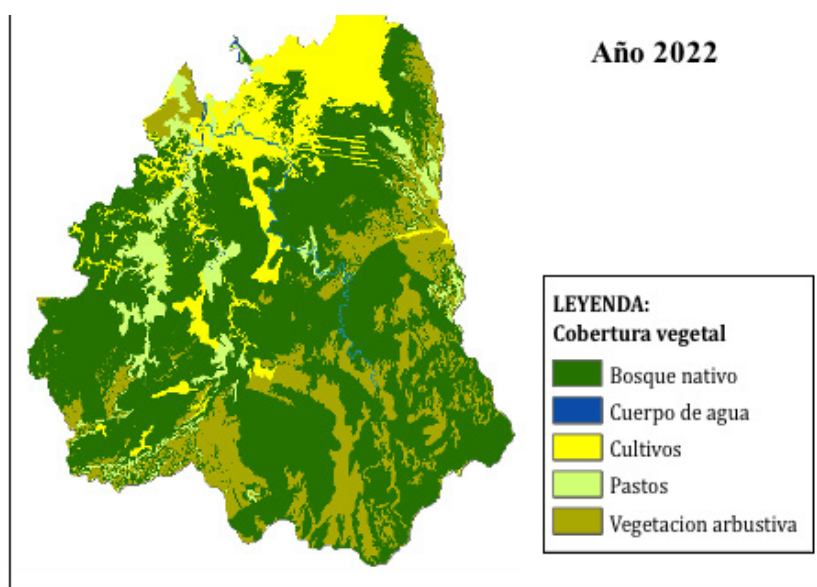


Figura 6. Modelo de cambio de uso de suelo de la cuenca del río Cayapas para el año 2022.

En la cuenca Cayapas existe un cambio en las coberturas vegetales, cambio que beneficia tanto a la flora como a la fauna que se encuentran en este lugar. Para el año 2022 las áreas agrícolas reducirán su extensión y áreas que antes pertenecían a esta categoría con el transcurso del tiempo tienden a convertirse en pastizales, vegetación arbustiva y bosque nativo, lo cual indica

que las áreas boscosas tuvieron un proceso de regeneración natural. Aunque el área de bosque nativo aumentó, esta zona no forma un parche de gran tamaño, al contrario, presenta un gran número de parches y estos se encuentran a una distancia considerable lo cual ocasiona la pérdida de cobertura gradualmente (Figura 7).

Los resultados obtenidos de la proyección realizada para el año 2022, señaló un incremento del 2.7% de bosque nativo, pastos del 1.76% y vegetación arbustiva un aumento del 8.95%, el área de cultivo tuvo una disminución del 13.40%. La tendencia de cambio en la cuenca del río Cayapas es aceptable, ya que coberturas como el bosque nativo que en el año 2002 se encontraba con 363 155 ha, para el año 2022 presentaría 379 585.76 ha, lo cual equivale al 62.37%. La validación del modelo de predicción se realizó con puntos de control tomados por medio de Google Earth en el área de estudio y el modelo de predicción del año 2022, el coeficiente o índice de Kappa fue de 0.79 equivalente al 83.33% de precisión, lo cual indica una fuerza de concordancia "Casi considerable" (Tabla 8).

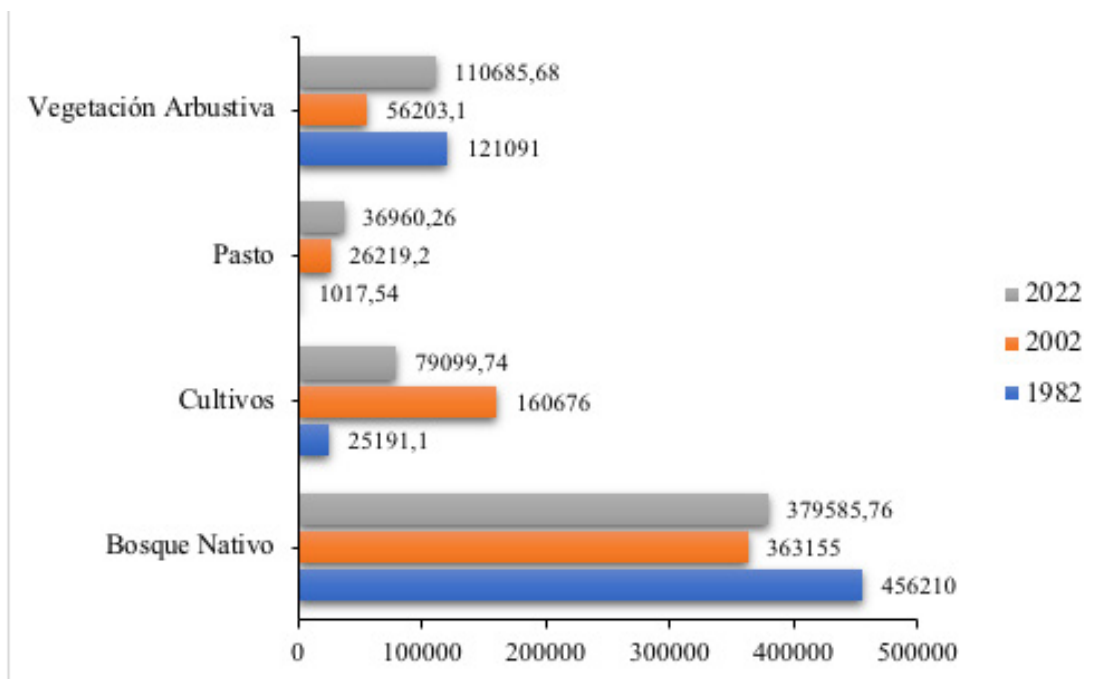


Figura 7. Cambios de superficie en el uso y cobertura del suelo años 1982, 2002 y 2022.

Al realizar una comparación entre los tres años de estudio se determinó que el bosque nativo en el transcurso del tiempo tuvo una regeneración natural, esto se comprobó ya que en el año de 1982 presentó un total de 456 210 ha las cuales representaban el 75.57% de la superficie en la cuenca. Sin embargo, en el 2002 la zona boscosa se encontró conformada por 363 155 ha, lo que significa que para este año esta área perdió un total de 93 055 ha., a pesar de esto en el año 2022 esta vegetación recupera un total de 16 430.76 ha lo que equivale al 2.7%.

En el periodo de 1982-2022 el bosque nativo tuvo una reducción del 13.2% lo que equivale a 76 624.24 ha. En la cuenca Cayapas se encuentran distintos tipos de ecosistemas, mediante el análisis realizado por medio de la matriz transición se determinó la reducción del bosque siempre verde de tierras bajas del Chocó Ecuatorial en un 5.07%. Esto implicaría la pérdida de las siguientes especies representativas de este bosque como son: *Humiriastrum procerum* (chanul), *Brosimum utile* (sande), *Caryodaphnopsis theobromifolia* (caoba), *Otoba gordoniiifolia* (cuángare), *Phytelephas*

aequatorialis (tagua), *Exarata chocoensis* (canalón), *Coussapoa villosa* (matapalo), *Wettinia quinaria* (palma), *Podandrogynne jamesonii*, *Cobaea campanulata*.

Existe la disminución en un 2.89% del bosque siempreverde montano bajo de la Cordillera Occidental de los Andes que ocasionaría la pérdida de especies como: *Ceroxylon alpinum* (palma de cera), *Phytelephas aequatorialis* (tagua), *Socratea exorrhiza* (palma que camina), *Nectandra membranacea* (jicopo), *Carapa guianensis* (tangaré). De igual manera, especies de orquídeas como: *Dimerandra rimbachii*, *Gongora grossa*. También se evidenció la pérdida del bosque siempreverde piemontano de la Cordillera Occidental de los Andes debido a que este bosque presentó una disminución del 3.09% en su superficie, lo que resultaría en la pérdida de las siguientes especies: *Wettinia quinaria* (palmas), *Pholidostachys dactyloides*, *Iriartea deltoidea*, *Protium ecuadorensis* (calade), *Otoba gordoniiifolia* (cuángare), *Guarea cartaguenya* (chalde), *Vitex gigantea* (pechiche), *Virola dixonii*, las cuales son representativas de este hábitat.

Tabla 8
Matriz de confusión de la cobertura vegetal año 2022

Clases	1	2	3	4	5	Clasificación general	Precisión	
1	8	0	0	1	0	9	88.89%	
2	0	3	0	0	0	3	100%	
3	0	0	7	2	1	10	70%	
4	0	0	0	6	2	8	75%	
5	0	0	0	0	6	6	100%	
Verdad en general	8	3	7	9	9	36		
Precisión del productor	100%	100%	100%	66.67%	66.67%			
Precisión general	83.33%							
Kappa	0.79							

Análisis de los efectos del cambio de uso de suelo en el paisaje del bosque húmedo. En el análisis de los índices del paisaje en el periodo de 1982-2002 se determinó un incremento en el número de parches presentes en la cuenca del río Cayapas. La mayor cantidad de parches se registró en el año 2022 con 1276 parches de bosque nativo por cada 100 ha, el índice de parche más grande es en el año de 1982 en donde la vegetación boscosa representó el 72.89 % (Tabla 9). Sin embargo, este porcentaje se vio reducido para el año 2002 por la fragmentación del bosque resultado del aumento de parches de cultivos. En el año 2022 el bosque nativo recuperó parte del área pérdida por la expansión agrícola y presentó un porcentaje del parche más grande con 56.39 % el cual equivale a un total de 379 589.94 ha.

Tabla 9

Cambios en los índices del paisaje del bosque nativo en la cuenca del río Cayapas

Índices del paisaje	1982	2002	2022
Número de parches (100 ha)	3	33	1 276
Densidad de parches (%)	0.0005	0.0054	0.2097
Índice del parche más grande (%)	72.89	47.34	56.39
Densidad de borde	1.28	6.06	13.62
Área del parche (ha)	456 201.36	363 155.31	379 589.94

Se observaron cambios en la distribución del tamaño de los parches en las diferentes coberturas que se encuentran en la cuenca, en 1982 el 75.56 % del área de bosques nativos se encuentra parches superiores a 400 000 ha, en el año 2002 el porcentaje que representa el bosque nativo tiene una disminución del 15.88% lo cual indica que para este año la vegetación boscosa tiene un total de 363 155.31 ha.

Se evidenció que para el año 2022 existiría un aumento mínimo del 2.7% en la vegetación boscosa. Se determinó que para este año el bosque nativo representa 62.38% de la superficie total de la cuenca. Sin embargo, en este año el número de parches y la densidad de borde de esta área tienden a aumentar. Ambas tendencias indicarían que los parches de la vegetación boscosa se encuentran más alejados lo cual causaría que los parches de bosque no tengan una buena conectividad y por ende se obstaculizarían los procesos biológicos que se desarrollan en el ecosistema.

De acuerdo con los resultados obtenidos en esta investigación en el año 1982 no se evidencia la presencia de un gran número de parches. Para el año 2002 el número de parches aumenta, la cobertura que tiene un mayor número de estos es vegetación arbustiva con 56 parches con 56 199.33 ha. En el año 2022 existiría una cantidad significativa de parches, el bosque nativo presenta 1 276 parches que representa un 62.38% (Figura 8), esto ocasiona que los parches de vegetación primaria presenten una baja conectividad y los vuelve vulnerables a efectos de borde y perturbaciones antropogénicas como la tala selectiva, cultivos y pastos.

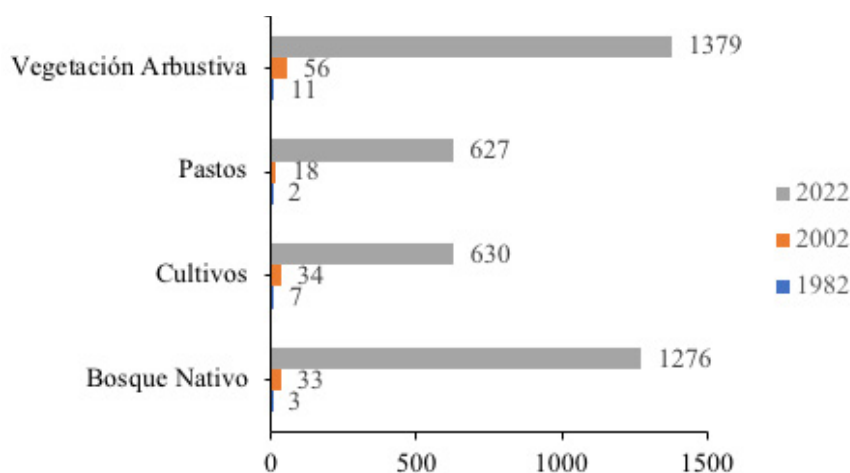


Figura 8. Número de parches localizados en la cuenca del río Cayapas período 1982 -2022

En el año 1982 se encontraron parches de bosque que varían entre los 130 000 – 500 000 ha, los cuales representaban el 75.56% de la superficie en la cuenca. En el año 2002 el tamaño de parches de la vegetación boscosa disminuyó a 175 000 – 375 000 ha, lo cual indica que para este año el bosque nativo tuvo una disminución en su área por las actividades agropecuarias que aumentaron su cobertura. En el año 2022 el bosque nativo presentaría un aumento, debido a que el tamaño de parches variaría entre 175 000 – 400 000 ha, por lo cual el área boscosa tendría porcentajes mayores al 60% con un total de 379 589.94 ha (Figura 9), lo cual indica que tuvo un aumento de 16 434.63 ha desde el año 2002.

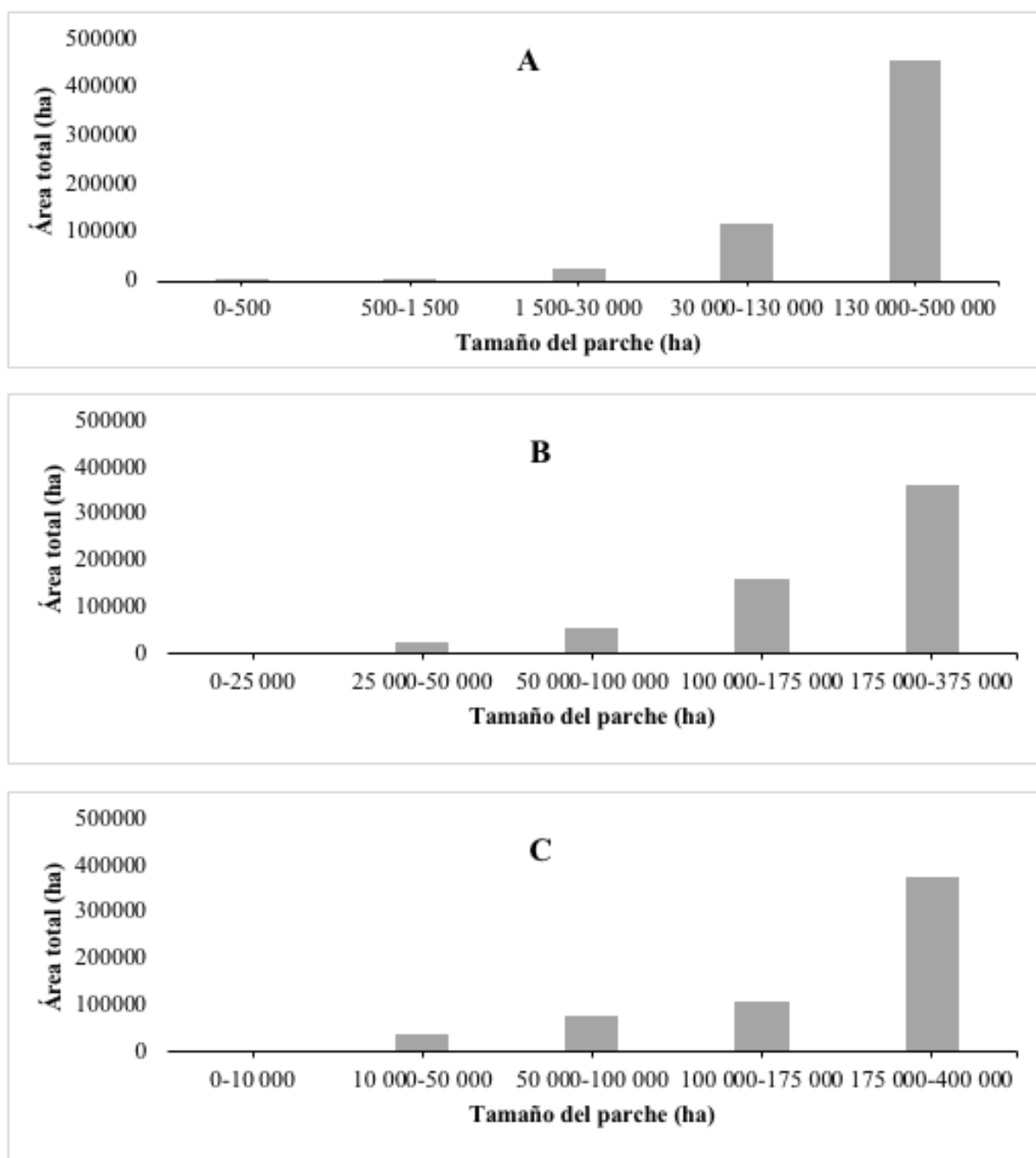


Figura 9. Variación temporal del tamaño de parches de la cuenca Cayapas. A)1982, B) 2002, C) 2022

Discusión

La expansión de la frontera agrícola provocó la pérdida y fragmentación del bosque nativo, ya que se redujo un total de 93 055 ha de bosque húmedo en un periodo de 20 años, y registró un aumento de 135 484.9 ha en las zonas de cultivos. Los bosques húmedos tropicales se ven cada día amenazados principalmente por factores inducidos por el hombre, entre el 15% y 20% de los bosques húmedos tropicales han sido eliminados desde principios de la década de 1990 y un 10% ha sido degradado (Vancutsem *et al.*, 2021). Los bosques húmedos se han visto actualmente reducidos a causa de la deforestación, lo que ocasiona que el bosque húmedo sufra un proceso de fragmentación forestal en las últimas décadas (West y Fearnside, 2021).

La pérdida de vegetación boscosa registrada en la cuenca hidrográfica Cayapas por la expansión agrícola es significativa, ya que las áreas agrícolas representan el 26.40% de la cobertura en el área de estudio entre el periodo de 1982-2002. En los bosques húmedos tropicales en Kenia entre el periodo 1990 – 2010, el bosque se había reducido de 19 599 a 9 275 ha, lo que indicó una pérdida de la vegetación boscosa del 52.7%, esta reducción sucedió como consecuencia del aumento en áreas de pastizales con un porcentajes mayores al 50%, y por actividades agrícolas que tuvieron un incremento correspondiente de 12 842 a 24 072 ha (Muhati, Olago y Olaka, 2018). En el bosque húmedo ubicado en Huánuco – Perú se determinó una pérdida total de bosque de 2 306 ha, causadas por la deforestación antrópica, pese a que esta zona se encuentra bajo normas de conservación se ve amenazado por la extracción de leña y apertura de nuevos campos de cultivo (Noblecilla, 2020).

La agricultura y las actividades que derivan de ella, sin duda, son las principales causas de deforestación directa del país, un 89% de bosques prístinos en los últimos años se han convertido especialmente en pastizales (65%), y en otros mosaicos agrícolas y agropecuarios (24%) (Mogrovejo, 2017). En los bosques húmedos de Brasil se ha registrado una deforestación ocasionada principalmente por pastos y nuevos campos de cultivos, la tasa de deforestación en esta región estuvo entre las más altas del mundo con un promedio de 18 400 km² por año (INPE, 2020). El estudio realizado en los bosques tropicales en tierras altas de Sarawak, Borneo se determinó que en el año 1973 los bosques cubrían el 75% de la superficie terrestre y esto se habría reducido al 30% en 2010 debido a la intensificación de la actividad maderera como también de las actividades agrícolas (Vijith *et al.*, 2018).

Alrededor de las tres cuartas partes de la superficie terrestre de la Tierra se han visto afectadas por actividades realizadas por el ser humano (Palahí *et al.*, 2021), como consecuencia se ha generado el deterioro en la cobertura forestal (Wernick y col., 2021), lo cual repercute en la conservación de la biodiversidad (Zhou *et al.*, 2021). En países nórdicos en el periodo de 1992 – 2018 se ha registrado una disminución de los bosques nativos (8 607 km², -1 %) al igual que de vegetación arbustiva (5 695 km², -7%) causado por la expansión de zonas agrícolas que aumentó un total de 15 884 km² lo que equivale al 16% (Zhou *et al.*, 2021). Brasil en la cuenca del río Prata, se analizó el cambio de uso de suelo y se determinó que la reducción de la vegetación nativa entre el periodo de 1986 – 2007 fue causada por la expansión agropastoral, las áreas agrícolas no incrementaron tanto como las áreas de pastos. Sin embargo, sus transiciones ocurrieron exclusivamente en la zona más importante de la cuenca del río Prata (Rodrigues da Cunha *et al.*, 2021), se han producido pérdidas de áreas forestales en todas las regiones de Brasil, como lo señalaron recientemente (Santos *et al.*, 2020).

En las últimas décadas, actividades como la tala para generar espacios de agricultura ha provocado una pérdida y fragmentación en bosques tropicales (Lutz et al., 2018), lo cual resulta en la disminución de áreas forestales y por ende de la biodiversidad (FAO y UNEP, 2020). La cuenca Cayapas perdió un total del 13.20% de superficie forestal, el 5.07% de este valor le pertenece al bosque húmedo del chocó, esta reducción es producto de la sobre explotación de las áreas boscosas al igual que de la expansión de zonas agropecuarias. Lo mismo sucede en las vegetaciones naturales del hotspot Mata Atlántica de Brasil en donde se ha eliminado del 84% al 89% de bosques nativos (Ferrer et al., 2019), debido a plantaciones madereras, expansión agrícola y el manejo inadecuado de los recursos naturales (Bergamin et al., 2019), esto causaría la extinción de una cuarta parte de especies endémicas localizadas en este hotspot (Brown et al., 2020; Wilson et al., 2019). En los bosques nativos que se encuentran en la cordillera de Nahuelbuta ubicada en uno de los hotspots mundiales de biodiversidad que posee Chile se evidenció que el proceso de deforestación ocasionó que en 25 años se perdieran grandes fragmentos de bosque nativo, esta área presenta pocos parches de áreas boscosas con un tamaño superior a 1 000 ha, ya que el 50% de los parches son menores a 50 ha (Otavo y Echeverría, 2017).

La conservación de áreas de cultivos y pastos a lo largo del tiempo llega a alterar el equilibrio natural de un hábitat y reduce la biodiversidad, lo que provoca el deterioro de la cobertura natural e influye en la disponibilidad futura de hábitats para especies que se localizan en estas regiones (Nóbrega et al., 2018). En un estudio realizado en Chile en los bosques nativos se registró una pérdida total del bosque del 33.2 %, esta pérdida se produjo de igual forma por la suplantación de la vegetación boscosa por plantaciones forestales (Otavo y Echeverría, 2017). En Perú en la provincia de Rodríguez de Mendoza presentó una pérdida de 918.81 km² de cobertura boscosa en un periodo de 29 años, la reducción del bosque se generó por el desarrollo de actividades agrícolas y ganaderas, cuyas fronteras aumentaron en un 69.84% y 93.52% respectivamente (Rojas et al., 2019).

Por otra parte, en un estudio realizado por Rojas (2017), en los bosques húmedos amazónicos en Perú para el año 2030, se evidencia una pérdida alta de los bosques nativos, con una tasa anual de 1 387.9 km², este valor representa un aumento de la pérdida del bosque en un 0,34%, esta reducción tendría un afecto sobre la diversidad de especies de flora y fauna como también a la química en la atmósfera (Rojas, 2017). De igual forma, en los bosques nativos en el valle de los Garrotxes, se señaló la disminución de la cobertura boscosa en un 44.24%, y el aumento en la zona antrópica en un 0.91% (Paegelow, Camacho y Toribio, 2003). En la microcuenca del río Cristal en el periodo de 1983-2020 se determinó la pérdida de la cobertura vegetal, debido a que en la vegetación boscosa y arbustiva se registran pérdidas de 254 ha y 228 ha respectivamente (Valero, 2015).

En el modelo de proyección para el año 2022 en la cuenca del río Cayapas se establece que el bosque nativo presentó una regeneración natural, áreas de cultivos reducirían su extensión lo que ocasionaría que vegetaciones primarias y secundarias lograran mantener y aumentar su cobertura. En Huimanguillo, Tabasco en el periodo de 2000 – 2030 se obtuvo resultados similares, ya que se registraron ganancias en las coberturas vegetales, categorías como vegetación arbórea, y humedales tuvieron un elevado crecimiento, un total de 9 937 ha en vegetación boscosa y 7 197 en humedales, también se registró una pérdida en las áreas agropecuarias de 13 510 ha, debido a que sobre estas áreas creció la vegetación arbórea y los humedales (Ramos, 2019). No obstante, en la cuenca del río Nilo, Etiopía en donde se predijeron escenarios futuros de cambio de uso de suelo se reportó avances en áreas de cultivos sobre áreas de vegetación boscosa (Gashaw y col, 2018). Realizaron escenarios futuros en la cuenca del río Narmada en la India central y también se indicó

que existiría una degradación en los bosques nativos debido al reemplazo de vegetación natural por zonas de cultivos (Pandey y Khare, 2017).

Pérdidas de bosque nativo también han sido reportadas en la cuenca alta del río Zamora en Loja, en donde se ha generado un proceso de fragmentación del bosque natural en un periodo de 25 años, en este lugar los parches son menores a 100 ha y la extensión que presenta el borde total ha indicado un incremento (Torracchi, 2015). El número de parches de bosque nativo que se encuentran en la cuenca Cayapas es superior a 1 000 con un gran tamaño, sin embargo, la densidad del borde también es considerable, lo cual significa que los parches de áreas boscosas se encuentran más alejados, lo que ocasiona una conectividad entre parches deficiente. Resultados similares se encuentran en un estudio realizado en los bosques dentro de una región biodiversa del noreste de la Amazonía de Brasil en el cual se determinó una disminución del número de parches de bosque nativo, 44% en Jari y 49% en Serra do Navio y un aumento en el tamaño del parche, también se observó un incremento en la distancia media entre parches lo cual indica un cambio en la distribución espacial del bosque (Siquiera, Sonter y Sánchez, 2020).

En las regiones tropicales por lo general siempre se presenta altas tasas de deforestación, la cual es una de las principales causas de la pérdida de biodiversidad, este problema afecta a países que presentan mayor biodiversidad (Vié et al., 2009). Tal es el caso del área de estudio en donde la superficie de la vegetación forestal tuvo una reducción del 76 624.24 ha provocado por actividades antrópicas. Estos resultados tienen relación con los encontrados en los bosques nativos localizados en Serbia Occidental en donde se indicó un incremento en la deforestación de la vegetación boscosa, en la actualidad los bosques representan el 15.21% del área total, esto es resultado de las actividades antropogénicas que en los últimos años han presentado un aumento del 34.4% (Perović et al., 2021), este impacto está relacionado con el uso y el manejo inadecuado de los bosques (Momirović et al., 2019). La sustitución de la cobertura forestal por áreas de cultivos, pastizales o alguna otra actividad antropogénica, provoca cambios en la morfología de los bosques, lo que desencadena el cambio de uso de suelo en estos ecosistemas (Salunkhe et al., 2018).

Conclusiones

Las actividades antrópicas se han establecido como las principales causas para el cambio de uso de suelo, mermando la cobertura natural dentro de la cuenca del río Cayapas. En esta investigación se registró una pérdida del bosque nativo del 27.53% en el periodo de 1982-2002 lo cual equivale a un total de 93 055 ha de bosque húmedo, hectáreas de bosque que fueron suplantadas por áreas de cultivos, pastos y vegetación arbustiva. Además, se determinó un incremento del 25.93% en áreas de cultivos, lo cual indicó que el ecosistema presente para el año 2002 se encontró fragmentado debido a la expansión de la zona agrícola.

El software Terrset se convirtió en una herramienta muy importante para poder realizar una predicción sobre la cobertura vegetal presente en el área de estudio, por medio de este software se obtuvo la proyección de la cobertura vegetal para el año 2022, en la cual se evidenció un cambio significativo en las distintas categorías presentes en la cuenca hidrográfica Cayapas, en donde el bosque nativo al igual que la vegetación arbustiva y pastos presentaron un aumento, en comparación con la zona de cultivos que disminuyó en un 13.40%.

El deterioro en la vegetación forestal ha ocasionado pérdidas de áreas boscosas prístinas, como también la degradación progresiva de los bosques por la sobreexplotación selectiva de

especies forestales comerciales. En el periodo de 1982 – 2022 el bosque nativo tuvo una reducción del 13.2%, lo cual implicaría la pérdida de especies representativas de este ecosistema como: el chanul, sande, cuángare, caoba, tagua, matapalo, canalón.

Esta investigación demostró que el número y el tamaño de parches presentes en un área es un indicador de la fragmentación en el lugar. En el año 2022 el número de parches que presentaría la cuenca sería de 1276, el área que presentan los parches de vegetación boscosa es de gran tamaño, no obstante, la densidad de borde también presenta un tamaño significativo, lo cual indica que los parches del bosque se encuentran muy asilados entre ellos, y esto dificultaría la conectividad y los diferentes procesos ecológicos que se desarrollan en este tipo de ecosistemas.

Es fundamental la conservación del bosque nativo para sostener a largo plazo los procesos ecológicos que se requieren para la supervivencia de las especies. De esta manera mantener los parches de bosque conectados a las áreas con vegetación secundaria, y así permitir la movilidad de las especies, todo ello por medio de corredores biológicos que mantienen la conectividad entre los ecosistemas.

Los estudios en el bosque húmedo del chocó ubicado en Ecuador son escasos, es necesario realizar más investigaciones a nivel de paisaje en este ecosistema, para generar mapas que integren distintas fuentes de información en temas específicos, con esto se superará las limitaciones existentes en la actualidad y se podrá evaluar de mejor manera el estado del paisaje y establecer estrategias de conservación.

Referencias

- Bergamin, R., Debastiani, V., Joner, D., Lemes, P., Guimarães, T., Loyola, R., Müller, S. (2019). Loss of suitable climatic areas for Araucaria forests over time. *Plant Ecol. Divers*, 12, 115-126. 10.1080/17550874.2019.1618408
- Brown, J., Paz, A., Reginato, M., Renata, C., Assis, C., Lyra, M., Caddah, M., Aguirre-Santoro, J., d'Horta, F., Raposo do Amaral, F., Goldenberg, R., Silva-Brandão, K., Freitas, A., Rodrigues, M., Michelangeli, F., Miyaki, C., Carnaval, A. (2020). Seeing the forest through many trees: multi-taxon patterns of phylogenetic diversity in the Atlantic Forest hotspot. *Divers. Distrib*, 26, 1160-1176. 10.1111/ddi.13116
- Conservación Internacional. (2014). *Chocó Ecuatoriano conservación internacional*. <https://conservation.org.ec/choco-ecuatoriano/>
- Correa, C. A., Mendoza, M., y López, E. (2014). Análisis del cambio en la conectividad estructural del paisaje (1975-2008) de la cuenca del lago Cuitzeo, Michoacán, México. *Revista de geografía Norte Grande*, 59, 7-23. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=30032725002>
- Chuvieco, E. (2008). *Teledetección ambiental la observación de a tierra desde el espacio*. Ariel, S.A. España. <https://go.gale.&sid=googleScholar&asid=14067072>
- De Palma, A., Hoskins, A., Gonzalez, RE., Börger, L., Newbold, T., Sanchez-Ortiz, K., Ferrier, S., Purvis, A. (2019). Annual changes in the Biodiversity Intactness Index in tropical and subtropical forest biomes, 2001-2012. *bioRxiv*, 311688. <https://doi.org/10.1101/311688>

- Echeverría, C., Bolados, G., Rodríguez, J., Aguayo, M., y Premoli, A. (2014). *Ecología Forestal. Bases Para El Manejo Forestal Sustentable y Conservación de Los Bosques Nativos de Chile*. Ediciones Universidad Austral de Chile.
- Espinosa, C., De la Cruz, M., y Escudero, A. (2012). Bosques tropicales secos de la región Ecuatorial: diversidad, estructura, funcionamiento e implicaciones para la conservación. *Ecosistemas*, 21(1-2), 167-179. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=54026849013>
- Etemadi, H., Smoak, J.M., Karami, J. (2018). Land use change assessment in coastal mangrove forests of Iran utilizing satellite imagery and CA-Markov algorithms to monitor and predict future change. *Environ. Earth Sci*, 77. 10.1007/s12665-018-7392-8
- FAO and UNEP. (2020). *The State of the World's Forests 2020. Forests, Biodiversity and People*. Rome. 10.4060/ca8642en
- Ferrer, J.R., Zager, I., Keith, D.A., Oliviera, M., Rodríguez, J.P., Josse, C., Gonzáles, M., Miller, R., Zambrana, C., y Barrow, E. (2019). An ecosystem risk assessment of temperate and tropical forests of the Americas with an outlook on future conservation strategies. *Conservation Letter*, 12(15). <https://doi.org/10.1111/conl.12623>
- Gashaw, T., Tulu, T., Argaw, M., Worqlul, A.W. (2018). Modeling the hydrological impacts of land use/land cover changes in the Andassa watershed, Blue Nile Basin, Ethiopia. *Sci. Total Environ*, 619, 1394-1408. 10.1016/j.scitotenv.2017.11.191
- Government of Kenya. (2018). *Task-force-report on Forest Resources Management and Logging Activities in Kenya*.
- INPE. (2020). *Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira Por Satélite Projeto Prodes*. <http://www.obt.inpe.br/prodes>
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos de Ecuador (INEC). (1982). *IV Censo Nacional de Población 1982*. Ecuador. https://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Bibliotecas/Libros/Libros_Censos/17.%20IV_Censo_de_Pobl_1982_Resumen_Nac.pdf
- _____. (2001). *Resultados del Censo 2001 de población y vivienda en el Ecuador*. <https://biblio.flacsoandes.edu.ec/catalog/resGet.php?resId=14251>
- _____. (2019). *Población demográfica: resultados provinciales*. <https://www.ecuadorencifras.gob.ec/censo-de-poblacion-y-vivienda/>
- Landis, J. R., y Koch, G. (1977). Thue Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometrics*, 33(1), 159-174. <http://dx.doi.org/10.2307/2529310>
- López, M., Gonzáles, J., Díaz, S., Castro, I., y García, M. (2007). Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas*, 16(3), 68-79. <http://hdl.handle.net/10045/7648>
- Lutz, J., Furniss, T., Johnson, D., Davies, S., Allen, D., Alonso, A., Anderson, K., Andrade, A., Baltzer, J., Becker, K., Blomdahl, E., Bourg, N., Bunyavejchewin, S., Burslem, D., Cansler, C., Cao, K., Cao, M., Cárdenas, D., Chang, L., Chao, K., Chao, W., Chiang, J., Chu, C., Chuyong, G., Clay, K.,

Condit, R., Cordell, S., Dattaraja, H., Duque, A., Ewango, C., Fischer, G., Fletcher, C., Freund, J., Giardina, C., Germain, S., Gilbert, G., Hao, Z., Hart, T., Hau, B., He, F., Hector, A., Howe, R., Hsieh, C., Hu, Y., Hubbell, S., Inman, F., Itoh, A., Janík, D., Kassim, A., Kenfack, D., Korte, L., Král, K., Larson, A., De Li, Y., Lin, Y., Liu, S., Lum, S., Ma, K., Makana, J., Malhi, Y., McMahon, S., McShea, W., Memiaghe, H., Mi, X., Morecroft, M., Musili, P., Myers, J., Novotny, V., De Oliveira, A., Ong, P., Orwig, D., Ostertag, R., Parker, G., Patankar, R., Phillips, R., Reynolds, G., Sack, L., Song, G., Su, S., Sukumar, R., Sun, I., Suresh, H., Swanson, Y., Tan, S., Thomas, D., Thompson, J., Uriarte, M., Valencia, R., Vicentini, A., Vrška, T., Wang, X., Weiblen, G., Wolf, A., Wu, S., Xu, H., Yamakura, T., Yap, S., Zimmerman, J. (2018). Global importance of large-diameter trees. *Glob. Ecol. Biogeogr*, 27, 849-864. 10.1111/geb.12747

Kauppi, P.E., Sandström, V., Lipponen, A. (2018). Forest resources of nations in relation to human well-being. *PLoS One*, 13 (5), 1-10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196248>

Márquez, G. (2002). *Estado de los recursos naturales y del Ambiente 2001 – 2002: Políticas sectoriales, bosques y participación ciudadana*. Nacional de Colombia. <https://biblio.flacsoandes.edu.ec/catalog/resGet.php?resId=16382>

Mansour, S., Al-Belushi, M., Al-Awadhi, T. (2020). Monitoring land use and land cover changes in the mountainous cities of Oman using GIS and CA-Markov modelling techniques. *Land Use Policy*, 91. 10.1016/j.landusepol.2019.104414

McGarigal, K., Cushman, S. y Ene, E. (2012). FRAGSTATS v4: *Programa de análisis de patrones espaciales para mapas categóricos y continuos*. Universidad de Massachusetts, Amherst.

Mogrovejo, P. (2017). *Bosques y cambio climático en Ecuador: el regente forestal como actor clave en la mitigación del cambio climático* [Tesis de maestría, Universidad Andina Simón Bolívar]. Quito, Ecuador. <http://hdl.handle.net/10644/5862>

Momirović, N., Kadović, R., Perović, V., Marjanović, M., Baumgertel, A. (2019). Spatial assessment of the areas sensitive to degradation in the rural area of the municipality Čukarica. *Int. Soil Water Conserv. Res*, 7 (1), 71-80. 10.1016/j.iswcr.2018.12.004

Muhati, G. L., Olago, D., Olaka, L. (2018). Participatory scenario development process in addressing potential impacts of anthropogenic activities on the ecosystem services of MT. Marsabit Forest, Kenya. *Global Ecology and Conservation*, 14. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00402>

_____. (2018). Land use and land cover changes in a sub-humid Montane Forest in an arid setting: A case study of the Marsabit forest reserve in northern Kenya. *Global Ecology and Conservation*, 16. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00512>

Noblecilla, M. (2020). Efectos de la pérdida de bosque sobre los roedores cricétidos en Carpisah, Huánuco, Perú. *Revista peruana de biología*, 27(4), 499 - 508. <http://dx.doi.org/10.15381/rpb.v27i4.17211>

Nóbrega, R., Guzha, A.C., Lamparter, G., Amorim, R., Couto, E.G., Hughes, H.J., Jungkunst, H.F., Gerold, G. (2018). Impacts of land-use and land-cover change on stream hydrochemistry in the Cerrado and Amazon biomes. *Sci. Total Environ*, 635, 259-274. 10.1016/j.scitotenv.2018.03.356

- Otavo, S., y Echeverría, C. (2017). Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(4), 924-935. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.041>
- Paegelow, M., Camacho, M., y Menor-Toribio, J. (2003). Cadenas de Markov, evaluación multicriterio y evaluación multiobjetivo para la modelización prospectiva del paisaje. *GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica (GeoFocus)*, 3(1), 22-44. <http://www.geofocus.org/index.php/geofocus/article/view/21>
- Palahí, M., Valbuena, R., Senf, C., Acil, N., Pugh, T.A., Sadler, J., Seidl, R., Potapov, P., Gardiner, B., Hetemäki, L. (2021). Concerns about reported harvests in European forests. *Nature*, 592, 15-17.
- Palmate, S., Pandey, A., Mishra, SK. (2017). Modelling spatiotemporal land dynamics for a trans-boundary river basin using integrated Cellular Automata and Markov Chain approach. *Appl. Geogr*, 82, 11 – 23. [10.1016/j.apgeog.2017.03.001](https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.03.001)
- Pandey, B.K., y Khare, D. (2017). Analyzing and modeling of a large river basin dynamics applying integrated cellular automata and Markov model. *Environ. Earth Sci*, 76, 1-12. [10.1007/s12665-017-7133-4](https://doi.org/10.1007/s12665-017-7133-4)
- Perović, V., Kadović, R., Đurđević, V., Pavlović, D., Pavlović, M., Čakmak, D., Mitrović, M., Pavlović, P. (2021). Major drivers of land degradation risk in Western Serbia: Current trends and future scenarios. *Ecological Indicators*, 123. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107377>
- PNUMA. (2015). Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. www.pnuma.org/recnat/esp/diversidad-biologica.php
- Ramos Reyes, R., Palomeque de la Cruz, M., Núñez, J., y Sánchez Hernández, R. (2019). Análisis geomático espacial del cambio de uso del suelo en Huimanguillo, Tabasco (2000-2010-2030). *Revista mexicana de ciencias forestales*, 10(53), 118-139. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i53.555>
- Rodrigues da Cunha, E., Guimarães Santos, C., Marques da Silva, R., Bacani, V., y Pott, A. (2021). Future scenarios based on a CA-Markov land use and land cover simulation model for a tropical humid basin in the Cerrado/Atlantic Forest ecotone of Brazil. *Land Use Policy*, 101. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105141>
- Rojas, N., Barboza Castillo, E., Maicelo Quintana, J., Oliva Cruz, S., y Salas López, R. (2019). Deforestación en la Amazonía peruana: Índices de cambios de cobertura y uso del suelo basado en SIG. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 81. <https://doi.org/10.21138/bage.2538a>
- Rojas, E. (2017). *Análisis y simulación para el año 2030 de los bosques húmedos amazónicos de Perú para el cambio climático* [Tesis de maestría, Universidad de Barcelona]. Barcelona, España. <http://hdl.handle.net/2445/118801>
- Saatchi, S., Longo, M., Xu, L., Yang, Y., Abe, H., André, M., Aukema, J., Carvalhais, N., Cadillo-Quiroz, H., Ann Cerbu, G., M. Chernela, J., Covey, K., Sánchez-Clavijo, L., Cubillos, I., Davies,

- S., De Sy, V., De Vleeschouwer, F., Elmore, A. (2021). Detecting vulnerability of humid tropical forests to multiple stressors. *One Earth*. 4(7), 988-1003. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.06.002>
- Santos, CAG., Do Nascimento, TVM., y Silva, RM. (2020). Analysis of forest cover changes and trends in the Brazilian semi-arid region between 2000 and 2018. *Environ Earth Sci*, 79, 418-438. <https://doi.org/10.1007/s12665-020-09158-1>
- Salunkhe, S., Bera, A., Rao, S., Venkataraman, V., Raj, U., Murthy, Y. (2018). Evaluation of indicators for desertification risk assessment in part of Thar Desert Region of Rajasthan using geospatial techniques. *J. Earth Syst. Sci*, 127, 116. [10.1007/s12040-018-1016-2](https://doi.org/10.1007/s12040-018-1016-2)
- Sierra, R. (1996). La deforestación en el noroccidente del Ecuador 1983-1993. *EcoCiencia*. https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_nlinks&ref=000213&pid=S0031-1049201100010000100054&lng=en
- Siqueira, J., Sonter, L., y Sánchez, L. (2020). Exploring potential impacts of mining on forest loss and fragmentation within a biodiverse region of Brazil's northeastern Amazon. *Resources Policy*, 67. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2020.101662>
- Sistema Nacional de Información. (2014). *Archivos de información geográfica*. <https://sni.gob.ec/coberturas>
- Song, XP., Hansen, MC., Stehman, SV., Potapov, PV., Tyukavina, A., Vermote, EF., Townshend, JR. (2018). Global land change from 1982 to 2016. *Nature*, 560, 639 – 643. [10.1038 / s41586-018-0411-9](https://doi.org/10.1038/s41586-018-0411-9)
- Tejedor, N., Álvarez, E., Arango, S., Araujo, A., Blundo, C., Boza, T.E., La Torre Cuadros, M., Gavaria, J., Gutiérrez, N., Jorgensen, P., León, B., López, R., Malizia, L., Millán, B., Moraes, M., Pacheco, S., Rey Benayas, J., Reynel, C., Timaná de la Flor, M., Ulloa Ulloa, C., Vacas, O., Newton, A. (2012). Evaluación del estado de conservación de los bosques montañosos en los Andes Tropicales. *Ecosistemas*, 21(1-2), 148-166. <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/34>
- Torrachi, J. (2015). *Deforestación y pérdida de hábitat en bosques de montaña en la cuenca alta del río Zamora, Loja – Ecuador* [Tesis de doctorado, Universidad Politécnica de Madrid]. Madrid, España. http://oa.upm.es/39446/1/JOSE_ESTEBAN_TORRACCHI_CARRASCO.pdf
- Torres, N., y Vivanco, V. (2018). *Comparación en la estimación de material particulado PM10 usando imágenes satelitales Landsat 7, Landsat 8 y Modis en Quito* [Tesis de grado, Universidad Politécnica Salesiana]. Quito, Ecuador. <https://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/16071>
- Tucker, C., y Townshend, J. (2000). Strategies for monitoring tropical deforestation using satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, 21(6-7), 1461–1471. <https://doi.org/10.1080/014311600210263>
- Valero, J. (2015). *Estudio multitemporal y análisis prospectivo del cambio de uso de suelo y cobertura vegetal en la microcuenca de río Cristal mediante el uso de autómatas celulares* [Tesis de grado, Universidad de las Fuerzas Armadas]. Quito, Ecuador. <http://repositorio.espe.edu.ec/handle/21000/9498>

- Vancutsem, C., Achard, F., Pekel, J.-F., Vieilledent, G., Carboni, S., Simonetti, D., Gallego, J., Aragão, L., Nasi, R. (2021). Long-term (1990–2019) monitoring of forest cover changes in the humid tropics. *Sci. Adv*, 7.
- Varea, A. (2004). Iniciativas para conservar la biodiversidad. *Universitas: Revista de Ciencias Sociales y Humanas*, 4. <http://dx.doi.org/10.17163/uni.n4.2004.01>
- Velásquez, E. (2014). *La Biodiversidad en el Ecuador*. Universitaria Abya-Yala Cuenca, Ecuador. <https://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/6788>
- Vié, J., Hilton-Taylor, C., Stuart, S. (2009). *Wildlife in a changing world: an analysis of the 2008 IUCN Red List of threatened species*. UICN, Gland, Suiza. https://www.academia.edu/1222645/Wildlife_in_a_changing_world_an_analysis_of_the_2008_IUCN_Red_List_of_threatened_species
- Vijith, H., Hurmain, A., y Dodge-Wan, D. (2018). Impacts of land use changes and land cover alteration on soil erosion rates and vulnerability of tropical mountain ranges in Borneo, *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 12, 57-69. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.09.003>
- Wernick, I.K., Ciais, P., Fridman, J., Högberg, P., Korhonen, K.T., Nordin, A., Kauppi, P.E. Quantifying Forest change in the European Union. *Nature*, 592, 13-14.
- West, T.A., y Fearnside, P.M. (2021). Brazil's conservation reform and the reduction of deforestation in Amazonia. *Land Use Policy*, 100. [10.1016/j.landusepol.2020.105072](https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105072)
- Wilson, O., Walters, R., Mayle, F., Lingner, D., Vibrans, A. (2019). Cold spot microrefugia hold the key to survival for Brazil's Critically Endangered Araucaria tree. *Global Change Biol*, 25, 4339-4351. [10.1111/gcb.14755](https://doi.org/10.1111/gcb.14755)
- Xu, T., Gao, J., Li, Y. (2019). Machine learning-assisted evaluation of land use policies and plans in a rapidly urbanizing district in Chongqing, China. *Land Use Policy*, 87. [10.1016/j.landusepol.2019.104030](https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104030)
- Zhou, N., Hu, X., Byskov, I., Sandstad, J., Wu, Q., Zhao, W., Cherubini, F. (2021). Overview of recent land cover changes, forest harvest areas, and soil erosion trends in Nordic countries. *Geography and Sustainability*. 2(3), 163-174. <https://doi.org/10.1016/j.geosus.2021.07.001>