

Cambios en la cobertura del matorral seco montano del valle Chota (Imbabura y Carchi, Ecuador) entre 1990 y 2020

Changes in dry montane shrubland cover in the Chota Valley (Imbabura and Carchi, Ecuador) between 1990 and 2020

Bryan Vilema-Ramos *¹

<https://orcid.org/0000-0003-3080-5937>
bjvilemar@utn.edu.ec

Mónica León-Espinoza¹

<https://orcid.org/0000-0002-9019-0287>
meleone@utn.edu.ec

Eleonora Layana-Bajaña¹

<https://orcid.org/0000-0002-1573-9823>
emlayana@utn.edu.ec

Oscar Rosales-Enríquez¹

<https://orcid.org/0000-0001-7131-6203>
oarosales@utn.edu.ec

*Corresponding author

1. Universidad Técnica del Norte, Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales, Av. 17 de Julio 5-21, Ibarra (Imbabura), Ecuador.

Citación

Vilema-Ramos B, León-Espinoza M, Layana-Bajaña E, Rosales-Enríquez O. 2023. Cambio en la cobertura del matorral seco montano del valle Chota (Imbabura y Carchi, Ecuador) entre 1990 y 2020. Revista peruana de biología 30(4): e24672 001- 012 (Diciembre 2023). doi: <http://dx.doi.org/10.15381/rpb.v30i4.24672>

Presentado: 31/01/2023

Aceptado: 30/07/2023

Publicado online: 07/12/2023

Editor: César Arana

Resumen

El cambio en el uso del suelo es uno de los principales conductores del cambio global, así como una causa de la pérdida de biodiversidad. En el norte del Ecuador, el matorral seco montano es un ecosistema característico de los valles interandinos y que se encuentra amenazado por la intervención antrópica. El presente trabajo estudió el cambio de la cobertura del matorral seco montano en el valle del río Chota en un periodo de 30 años y evaluó su estado de conservación. Se aplicó el método de clasificación supervisada en las imágenes satelitales LANDSAT de los años 1990, 2007 y 2020, para analizar las tasas de variación de las coberturas. El estado de conservación se determinó con una matriz de evaluación que consideró siete variables y 25 indicadores y la sobreposición de capas temáticas con SIG. Los resultados denotaron una pérdida del 20% de la cobertura del matorral seco montano, a un promedio anual de 231.83 ha/año (-0.75%) por causas antrópicas. Estas causas fueron responsables del cambio de cobertura de más de la mitad del 8.34% del área que ocupaba, principalmente la expansión de la frontera agrícola con un 3.96%. La presión y efecto de los factores antrópicos identificados causaron que el estado actual de conservación sea Regular. Se proponen tres estrategias de conservación: buenas prácticas agroecológicas, una gestión ambiental integral y la educación ambiental.

Abstract

Land use change is one of the main drivers of global change, as well as a cause of biodiversity loss. In northern Ecuador, the montane dry scrub is a characteristic ecosystem of the inter-Andean valleys and is threatened by anthropogenic intervention. This study examined the change in montane dry scrub coverage in the Chota River Valley over a 30-year period and evaluated its conservation status. The supervised classification method was applied to LANDSAT satellite images from 1990, 2007, and 2020 to analyze the rates of coverage variation. The conservation status was determined using an evaluation matrix that considered seven variables and 25 indicators and the overlap of thematic layers with GIS. The results showed a loss of 20% of montane dry scrub coverage, at an annual average of 231.83 ha/year (-0.75%) due to anthropogenic causes. These causes were responsible for the coverage change of more than half of the 8.34% of the area it occupied, mainly the expansion of the agricultural frontier with 3.96%. The pressure and effect of the identified anthropogenic factors caused the current conservation status to be Regular. Three conservation strategies are proposed: good agroecological practices, comprehensive environmental management, and environmental education.

Palabras claves:

Ecosistemas secos, factores antrópicos, clasificación supervisada, transición de cobertura, conservación.

Keywords:

Dry ecosystems, anthropic factors, supervised classification, cover transition, conservation.

Introducción

El cambio en el uso del suelo es uno de los principales conductores del cambio global, así como una causa de la pérdida de biodiversidad (Rodríguez-Echeverry & Leiton 2021). La intervención antrópica afecta alrededor de unos 100 millones de km² de la superficie terrestre libre de hielo, entre el 18–29% sufre cambios antrópicos en su cobertura original y entre el 42–58% maneja los recursos con fuerte intensificación sin experimentar cambios antrópicos (Luyssaert et al. 2014). La explosión demográfica y la expansión de la frontera agrícola han causado la deforestación y la degradación de muchos ecosistemas (Erb et al. 2013, Parihar et al. 2018, López 2022), lo que se ha manifestado por la alteración de su estructura, composición y función; afectando la calidad de los hábitats y recursos (Zheng 2022) y la interrupción de los servicios ecosistémicos (Padilla et al. 2018). Por tanto, entender los cambios en las coberturas naturales es una prioridad global para la gestión sostenible de los recursos biofísicos (Fashae et al. 2022).

El bosque seco es uno de los ecosistemas más amenazados y se encuentra en peligro crítico (Ferrer-Paris et al. 2018). De una extensión mundial de 1.1 millón de km², el 48.5% cambió de uso (Hoekstra et al. 2005). El problema es especialmente intenso en América, que alberga más del 50% de la superficie de este ecosistema (Miles et al. 2006). Las actividades mineras, la expansión urbana y de la frontera agrícola (Hocquenghem 2001) son causantes de una pérdida estimada en 66% en su cobertura potencial (Portillo-Quintero & Smith 2018) y una disminución aproximada del 80% en su distribución histórica (Ferrer-Paris et al. 2018).

En Ecuador los bosques secos se encuentran en dos regiones. En la costa aparecen en la región tumbesina, que comprende unos 135000 km² entre Ecuador y Perú (Aguirre-Mendoza et al. 2006). En la sierra, son denominados matorral seco montano, puesto que lo definieron y sistematizaron junto con el espinar seco montano como parte del ecosistema bosque seco interandino del norte (Valencia et al. 1999, Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica 2013). Aparecen en valles secos interandinos de las provincias de Zamora Chinchipe y Loja, al sur, y en las provincias de Imbabura y Pichincha, al norte (Valencia et al. 1999). En la zona norte, donde los valles son más altos, estos ecosistemas se ubican entre los 1800 y 2600 m de altitud, destacan los valles de los ríos Chota y Guayllabamba.

Estudios sobre la importancia de estos ecosistemas en Ecuador son recientes y desarrollados principalmente en los bosques secos de la zona suroccidental (Aguirre-Mendoza et al. 2006); mientras que, los estudios del matorral seco montano de las zonas interandinas del norte son menos y poco detallados (Aguirre-Mendoza et al. 2006, Troya et al. 2012). Aunque la cuantificación de la incidencia de los factores antrópicos en la variación de la cobertura de los ecosistemas es indispensable para evaluar los cambios ambientales locales y regionales, la identificación exacta de estos factores continúa siendo un desafío (Tao et al. 2022), a pesar de

que su comprensión es fundamental para contribuir a un desarrollo sostenible.

Se planteó como objetivo general determinar el cambio en la cobertura del matorral seco montano del valle del río Chota, en el N de Ecuador, entre 1990 y 2020. Para ello se consideraron dos objetivos específicos: i) analizar la transición hacia otras coberturas y usos de suelo inducidas por factores antrópicos; ii) evaluar el estado de conservación del ecosistema.

Material y métodos

Área de estudio. Se estudió el matorral seco montano del valle del río Chota, entre las provincias de Imbabura y Carchi, al norte del Ecuador (Figura 1). Esta zona presenta dos estaciones marcadas, una seca de mayo a septiembre y de diciembre a febrero, y la otra lluviosa en los meses restantes (Mothes 1987). La temperatura y precipitación promedio anuales son de 20 a 25 °C y 480 mm, respectivamente (Portilla 2018). Comprende tres bioclimas: el ecuatorial de alta montaña, el ecuatorial mesotérmico seco y el ecuatorial mesotérmico semihúmedo. En la zona de estudio habitan más de 2500 afrodescendientes, la mayoría agricultores y se distribuyen en 38 comunidades, 5 cantones y 14 parroquias rurales (Naranjo et al. 2013). Los suelos son principalmente molisoles, de buena fertilidad (Bertsch et al. 1993, Jaramillo 2002), pero también existen entisoles, histosoles e inceptisoles. En el valle del río Chota se ubican 11 zonas de vida según la clasificación de Holdridge (1967): bosque muy húmedo montano (bmhM), bosque muy húmedo montano bajo (bmhMB), bosque húmedo montano (bhM), bosque húmedo montano bajo (bhMB), bosque húmedo premontano (bhPM), bosque pluvial montano (bpM), bosque pluvial subalpino (bpSA), bosque seco montano bajo (bsMB), bosque seco premontano (bsPM), matorral desértico premontano (mdPM) y estepa espinosa montano bajo (eeMB). Predomina el bosque húmedo que ocupa el 14.28%, mientras que el bosque pluvial o páramo ocupa el 8.07% y el bosque seco o matorral seco montano, de vegetación xerófila, ocupa el 6.6% de los 4132 km² del valle.

Clasificación de imágenes y tipos de cobertura.

Para el análisis del cambio de la cobertura del matorral seco montano se usaron seis imágenes de los satélites Landsat 4–5, 7 y 8 para los años 1990, 2007 y 2020, respectivamente, localizadas en el *Path-Row* (10-59 y 10-60) provenientes del Servicio Geológico de los Estados Unidos (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). La selección del periodo 1990-2020 fue por la detección tangible del cambio en su cobertura mediante la técnica de percepción remota con las imágenes satelitales (Pineda 2011; Romo et al. 2013), y debido a que en 1984 se comenzó a tener imágenes de alta calidad y resolución con el satélite Landsat 5 (Wulder et al. 2008). Las imágenes cuentan con una resolución de cuadrículas ráster de 30 m, ideal para identificar la cobertura de esta formación vegetal y cuantificar su variación en el tiempo (Millington et al. 2003). Las imágenes se corrigieron con el software ENVI 5.3, mediante realces radiométrico y multispectral, y una corrección atmosférica.

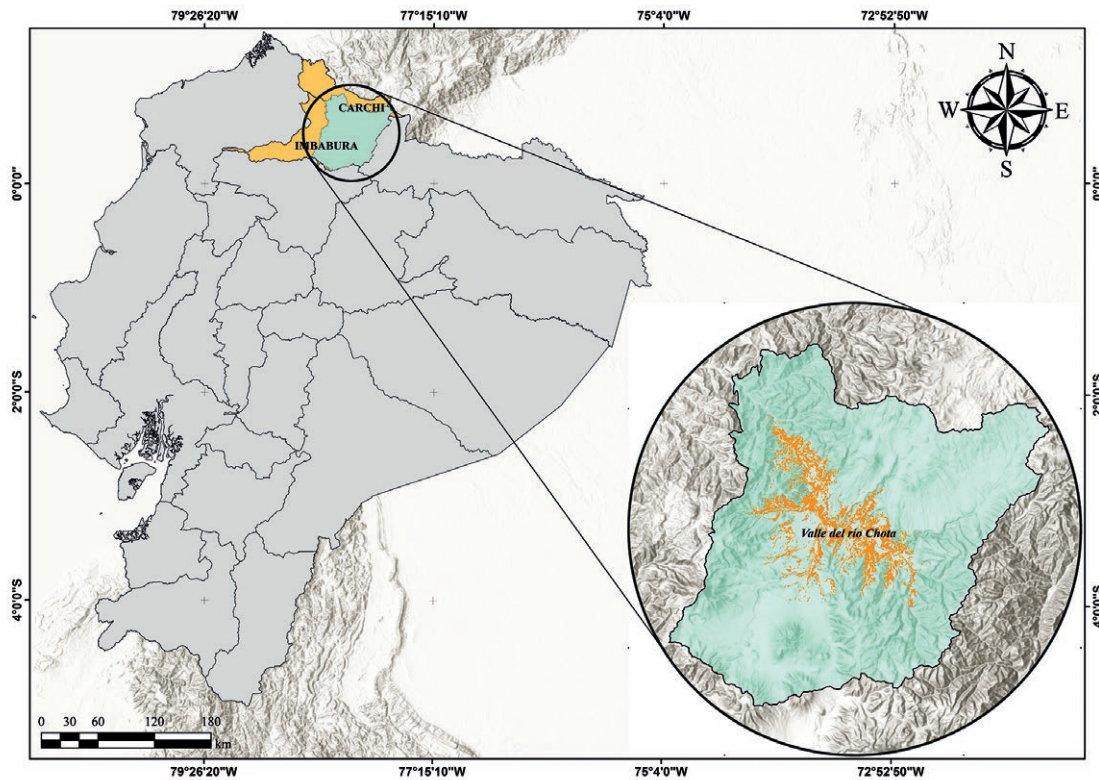


Figura 1. Ubicación del matorral seco montano en el valle del río Chota.

En el software *ArcGIS* 10.8 se aplicó el método de clasificación supervisada para cada imagen, pues presenta un criterio de máxima verosimilitud por las áreas de entrenamiento que agrupan los píxeles de mayor probabilidad de las clases determinadas (Chuvienco 2010). Con este procedimiento se determinaron diez tipos de coberturas: área sin vegetación (1), bosque (2), masas de agua (3), cultivos (4), infraestructura agrícola (5), matorral seco montano (6), nubes (7), páramo (8), vegetación arbustiva (9) y zona urbana (10).

Validación de clasificación. Para la validación del método de clasificación supervisada se usaron 352 puntos, a partir de los 4132 km² de superficie del valle, a un nivel de significancia del 95%, de los cuales 176 puntos fueron tomados en campo y los 176 restantes en la aplicación *Google Earth*. La distribución de puntos por tipo de cobertura fue lo más equitativo posible para evitar sesgos. Con los datos recopilados en campo y los de referencia como valores de entrenamiento, se procedió a medir la exactitud de la clasificación, es decir el grado de concordancia entre los tipos de cobertura y sus correctas ubicaciones (Dou et al. 2007, Li et al. 2009), por medio de los métodos matriz de contingencia e índice Kappa.

Análisis del cambio en la cobertura. Se analizó el cambio de cobertura, mediante los índices “R” y “q” definidos por el Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (2017):

$$R = \frac{A_1 - A_2}{t_2 - t_1}; \quad q = \left(\frac{A_2}{A_1} \right)^{1/(t_2 - t_1)} - 1$$

Donde *R* es la pérdida total anual promedio para un periodo determinado, *q* la tasa anual de pérdida neta, *A*₁ el área inicial (ha), *A*₂ el área final (ha), *t*₁ el año inicial y *t*₂ el año final.

Se complementó este análisis con la comparación de las coberturas entre los tres periodos de estudio, a través de una matriz de transición, donde la diagonal principal representa en superficie (ha) la persistencia de los tipos de cobertura entre periodos, y las dos hemimatrices la magnitud de cambio de un tipo a otra. De esta manera se determinaron las pérdidas, ganancias, cambio total (sumatoria de pérdida y ganancia), índice swat (doble de la pérdida) y cambio neto (diferencia entre cambio total e índice swat) de los diez tipos de coberturas analizados (Gallardo & Martínez 2012).

Evaluación del estado de conservación del matorral seco montano. Se aplicaron dos metodologías para la evaluación del estado de conservación del ecosistema. La primera propuesta por el Centro Informático de Geomática Ambiental et al. (2006), consistió en una matriz de evaluación, donde se realizó una apreciación subjetiva y calificación de siete variables (salud de la biodiversidad, estructura del bosque, manejo, población, cultivos, problemática ambiental y conflicto socioambiental) por medio de 25 indicadores en campo, acorde a los atributos del ecosistema. A cada indicador se le dio un valor de importancia de uno a tres (bajo, medio, alto) y un valor de campo de uno a cuatro (malo, regular, bueno y muy bueno). El grado de conservación se obtuvo con el índice:

$$\text{Estado de conservación} = \frac{vip (\%) * vc}{vmc (4)}$$

Donde, **vip** = Valor de importancia ponderado; **vmc** = valor de campo; **vmc** = valor máximo de campo. Se clasifico de acuerdo con los rangos: 0 a 25% como Malo, 25.1 a 50% Regular, 50.1 a 75% Bueno y de 75.1 a 100% Muy Bueno (López et al. 2010, Aguirre-Mendoza & Geada-Lopez 2017).

La segunda consistió en la aplicación de SIG (Sistemas de Información Geográfica) para evaluar el componente biofísico del valle y corroborar el resultado cualitativo del primer método. Básicamente se sobreponen cuatro capas temáticas, la de cobertura vegetal actual (clasificación supervisada) y las de uso actual del suelo, uso potencial del suelo y conflictos de uso de suelo que se obtienen del Sistema Nacional de Información (*sni.gob.ec/coberturas*). En la capa resultante se realizó una reclasificación de los valores de todos los atributos que agrupa en cuatro categorías: Malo, Regular, Bueno y Muy Bueno (Dzendoletas 2015, Buzai & Principi 2017).

Resultados

Variación de la cobertura. En el periodo de 30 años estudiados se evidenció una considerable reducción de la cobertura del matorral seco montano. En el subperiodo de 1990–2007 hubo una disminución del 13%, de 34480.81 a 30168.23 ha, mientras que en el subperiodo 2007–2020 la disminución fue del 9%, de 30168.23 a 27525.96 ha. Un total de 6954.85 ha (20%) de matorral seco montano existente en 1990 fue intervenido o reemplazado por otro tipo de cobertura hasta el año 2020, lo cual supone una pérdida anual promedio de 231.83 ha/año y una tasa anual de pérdida neta de -0.75% (Tabla 1).

La cobertura de usos del suelo antrópicos registró un aumento considerable: las infraestructuras agrícolas aumentaron de un 0.03 a un 0.08% del área total del valle; la zona urbana de un 0.18 a un 0.94%; los cultivos, el uso dominante del territorio, del 46.43 al 60.91% (Tabla 1, Figura 2). Por el contrario, la cobertura del matorral seco montano pasó del 8.34 al 6.66% (Tabla 1, Figura 2).

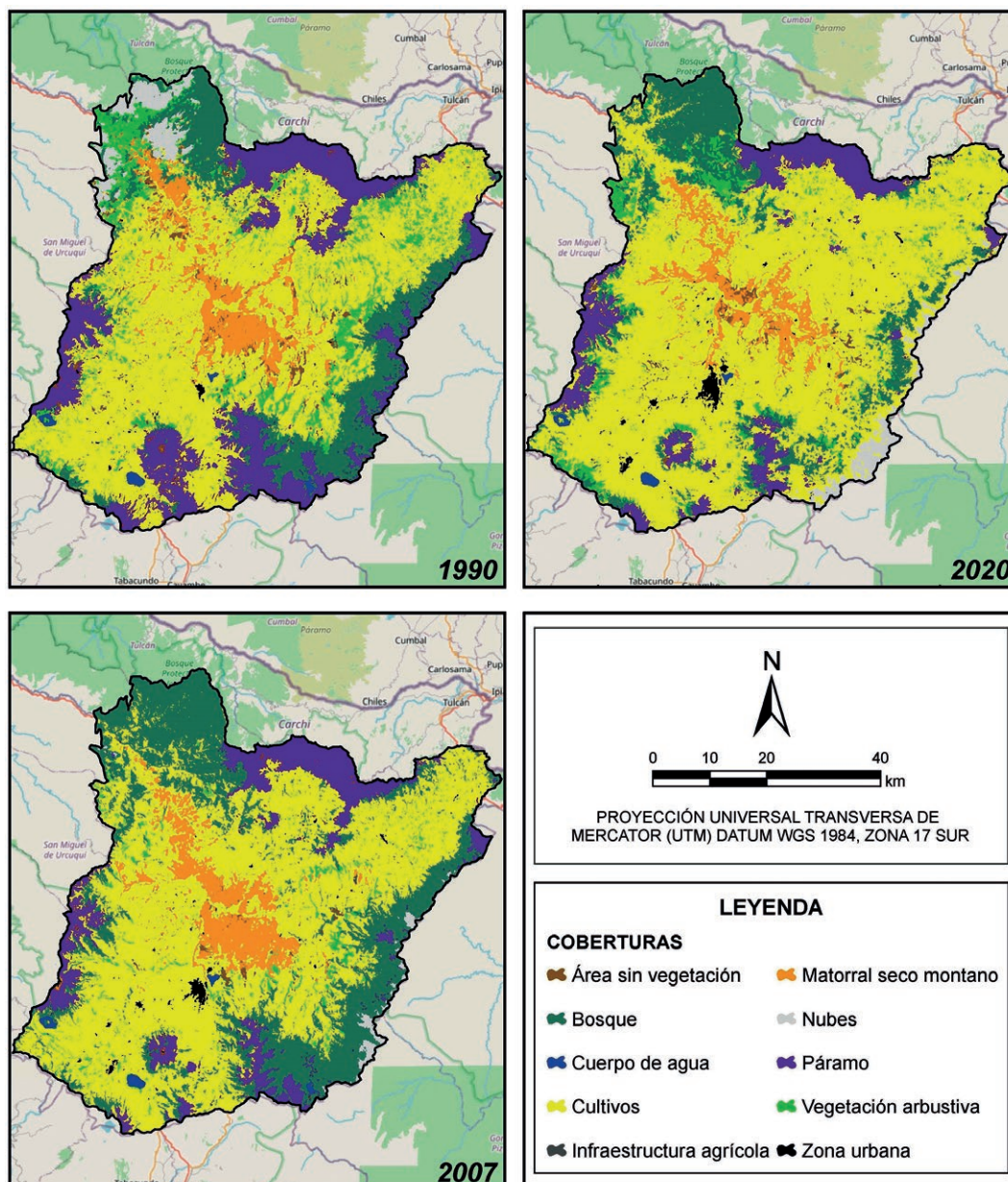


Figura 2. Variación temporal en los tipos de cobertura y usos de suelo del valle del río Chota.

Tabla 1. Área estimada, tasa anual de pérdida neta (q) y variación de cambio de los diferentes tipos de cobertura y uso de suelo.

Tipos de coberturas	1990		2007		2020		q		Pérdida %	Ganancia %	Cambio total %	Swat %	Cambio neto %
	ha	%	ha	%	ha	%	ha/año	%					
Área Sin Vegetación	10838.00	2.62	3008.94	0.73	4925.07	1.19	-197.10	-2.59	2.48	1.05	3.54	4.97	-1.43
Bosque	58253.51	14.10	100962.09	24.43	59017.36	14.28	25.46	0.04	6.19	6.38	12.56	12.37	0.19
Cuerpo de Agua	1432.83	0.35	1403.49	0.34	1400.13	0.34	-1.09	-0.08	0.08	0.01	0.10	0.16	-0.07
Cultivos	191868.22	46.43	222520.04	53.85	251698.86	60.91	1994.35	0.91	8.07	22.55	30.61	16.13	14.48
Infraestructura Agrícola	127.99	0.03	309.99	0.07	317.52	0.08	6.32	3.07	0.03	0.07	0.10	0.06	0.04
Matorral Seco Montano	34480.81	8.34	30168.23	7.30	27525.96	6.66	-231.83	-0.75	4.95	3.26	8.21	9.89	-1.68
Nubes	11007.82	2.66	3355.38	0.81	8826.11	2.14	-72.72	-0.73	2.66	2.19	4.85	5.32	-0.47
Páramo	64791.78	15.68	36636.75	8.87	33351.51	8.07	-1048.01	-2.19	8.05	0.45	8.50	16.10	-7.61
Vegetación Arbustiva	39667.02	9.60	12575.31	3.04	22269.11	5.39	-579.93	-1.91	8.44	4.23	12.67	16.88	-4.21
Zona Urbana	754.79	0.18	1608.59	0.70	3136.36	4.16	104.55	5.62	0.09	0.85	0.95	0.19	0.76
Total	413222.77	100	413222.77	100	413222.77	100							

Validación de la clasificación. La precisión general fue del 88.92%, con una alta correlación entre los datos de coberturas y uso del suelo de la clasificación supervisada con los datos recopilados en campo. El índice Kappa fue de 0.87 indicó una clasificación muy precisa en el rango de 0.81-1.00.

Análisis de la transición entre coberturas y usos del suelo. En el periodo de 1990–2020 el 58.96% de las coberturas y usos de suelo mantuvieron su área ocupada. La mayor parte de este porcentaje correspondió a los cultivos, que presentaron una persistencia del 38.37%. La cobertura que presentó mayor ganancia en superficie fueron los cultivos con un 22.55%, mientras que la cobertura con mayor porcentaje de pérdida fue la vegetación arbustiva con 8.44% (Tabla 1).

En 1990, el matorral seco montano tenía una cobertura de 8.34% (34473.19 ha), del cual el 4.95% (20430.48 ha, más de la mitad) se sustituyó por otros usos, principalmente por los cultivos (3.96%; 16345.72 ha), las áreas sin vegetación y zonas urbanas. En menor porcentaje se produjo una transición hacia otras coberturas naturales como el bosque y la vegetación arbustiva (Figura 3).

El cambio neto del matorral seco montano fue -1.68% (-6954.85 ha) de pérdida en 30 años (Tabla 1). Los tipos de cobertura que presentaron una ganancia neta, a excepción del bosque, fueron las de usos del suelo antrópicos: los cultivos con 14.48% (59830.64 ha) y ligeramente la zona urbana e infraestructura agrícola (Tabla 1).

Estado actual de conservación del ecosistema.

La combinación del valor ideal ponderado y valoración de campo dio como producto un valor de 41.10%, que indica un estado actual de conservación Regular para el matorral seco montano del valle del río Chota. Las variables que inciden de manera perjudicial en el estado de conservación del matorral seco montano fueron principalmente la salud de la biodiversidad; el poco interés en el manejo del ecosistema que se deriva en una baja preocupación por la conservación y protección de sus recursos; la problemática ambiental latente dentro y adyacente al ecosistema por gran presión de los monocultivos y actividades mineras; las actividades antrópicas de la población que presionan y provocan una dinámica socioeconómica destructiva de la biodiversidad (Figura 4).

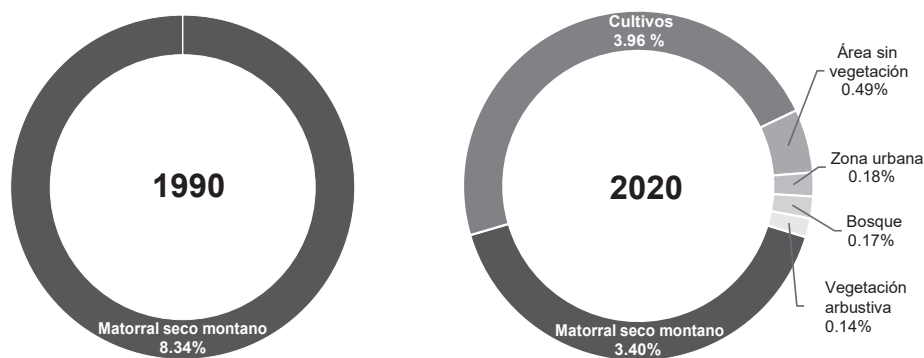


Figura 3. Transición del matorral seco montano a otros usos del suelo entre 1990 y 2020.

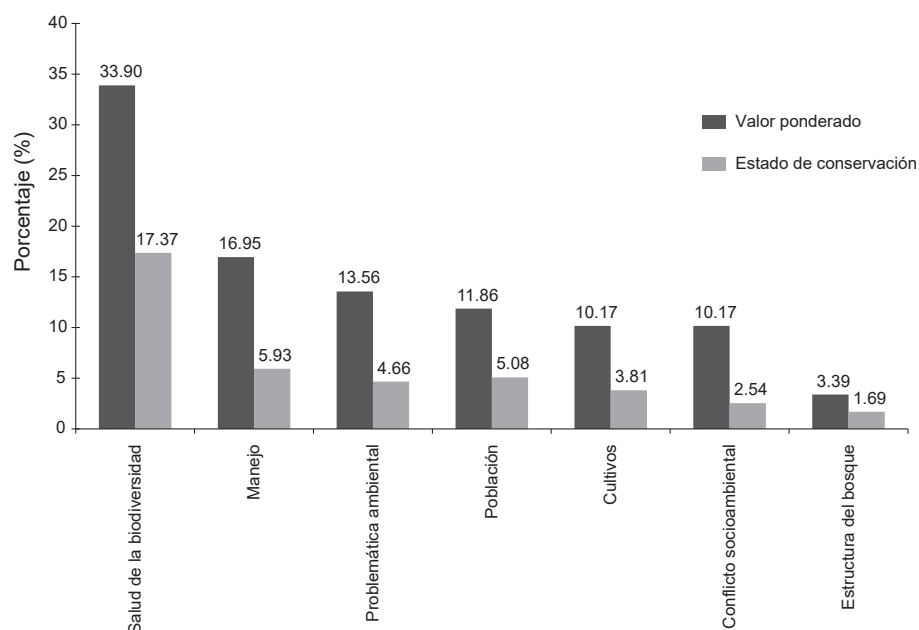


Figura 4. Valor ponderado y estado de conservación para las siete variables indicadoras del estado del matorral seco montano.

Zonificación. Del área total del matorral seco montano, el 47.19% (12989.76 ha) presentó un estado actual de conservación Regular y el 17.31% (4765.30 ha) un

estado de conservación Malo (Figura 5). Del 35.50% restante un 28.76% (7917.82 ha) se encontró en un estado de conservación Bueno y el 6.73% (1853.08 ha) un estado de conservación Muy Bueno (Figura 5).

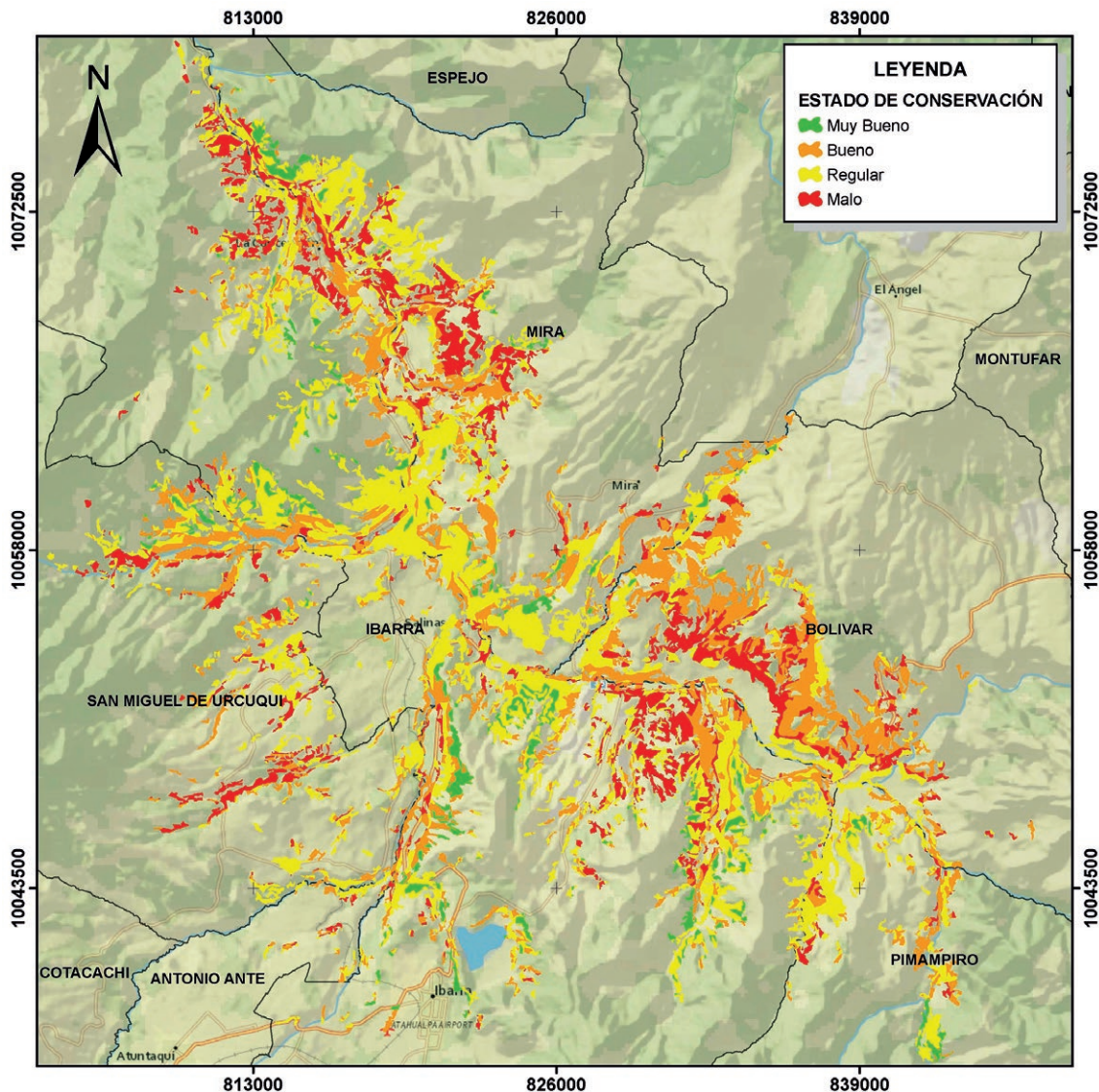


Figura 5. Mapa del estado de conservación del matorral seco montano.

Discusión

La composición y estructura del matorral seco montano en el valle del río Chota cambió drásticamente en los últimos 30 años. Las tasas de variación mostraron una disminución de 6954.85 ha (20%) en su cobertura, con una tendencia alta de pérdida de 231.83 ha/año (-0.75%) en promedio. Acorde con la matriz de transición de entre coberturas y usos del suelo, los factores antrópicos fueron responsables de la transformación de más de la mitad del 8.34% que inicialmente ocupaba el matorral seco montano en el valle. La expansión de la frontera agrícola resultó ser el principal promotor con un 3.96%. La minería, los accesos a carreteras, la extracción de recursos maderables y la contaminación por desechos sólidos (identificados in situ) fueron decisivos en la determinación del estado de conservación del ecosistema como Regular.

La pérdida del 20% matorral seco montano y otros hábitats naturales fue producto de la intervención humana. Estudios a nivel nacional e internacional muestran una tendencia similar (Tabla 2), donde la pérdida de cobertura de los ecosistemas secos ocurre principalmente por el cambio de uso de suelo sujeto a la expansión de la frontera agrícola. Este factor se basa en dos grandes actividades: producción ganadera y desarrollo de cultivos que son la base económica de muchos, amortigua la pobreza y garantiza seguridad alimentaria (Byers 2000, Preston et al. 2003, Quiroga-Mendiola 2004), por lo que siempre buscan expandirla o intensificarla. Con una economía estable y turismo desarrollado, el sector agrícola deja de ser indispensable y reduce sus áreas de ocupación (Carandang et al. 2013). La implementación de buenas prácticas agroecológicas puede reducir las pérdidas de coberturas naturales (Ellis et al. 2017).

Tabla 2. Pérdida de cobertura del bosque seco en distintas áreas geográficas.

Área de estudio		Pérdida (%)	Referencia
Nacional	Cuenca baja del río Guayas	46.29	(Andrade 2014)
	Cuenca del río Guayllabamba	29.00	(Ipiates & Pilatasig 2021)
	Zona occidental de las provincias de El Oro y Loja	13.30	(Jumbo 2018)
Internacional	Valle del Cauca de Colombia	50.00	(Alvarado & Otero 2017)
	Región Piura de Perú	23.00	(Zorogastúa et al. 2011)
	Costa de Jalisco de México:		(Nené et al. 2017)
	Cuenca Arroyo Seco	17.00	
	Cuenca María García	16.00	

La población reconoce que la sequía es el mayor impacto del cambio climático que afecta al matorral seco montano, registros en los últimos años revelan una prolongación continua (Subía et al. 2007). En consecuencia, el 98.16% de las áreas semiáridas de la cuenca del río Chota presentan una baja recarga hídrica (Villota 2022). Aumenta el riesgo de incendios, pese a esto no hay reporte alguno en el valle, solo prácticas de quemadas controladas de *Saccharum officinarum* y *Vachellia macracantha* para la obtención de carbón vegetal.

La tasa anual de pérdida del ecosistema fue elevada y a gran ritmo a nivel local, por la alta presión agrícola y extracción de recursos maderables. El promedio de la tasa anual de deforestación de bosques en América Latina es de -1.54%, Ecuador tiene los niveles más altos de deforestación anual (Armenteras & Rodríguez 2014), seguido de México que tiene una tasa anual de -1.9% en un periodo de 25 años (1977-1992) (Porter-Bolland et al. 2007). Los bosques secos presentan las tasas más elevadas con -2.67% (Armenteras & Rodríguez 2014). Sin embargo, a este valor deben sumarse varios países que aún no reportan estudios de este ecosistema, entre ellos Ecuador. Las investigaciones se deben realizar a diferentes escalas para comprender las causas del cambio de uso de suelo y proporcionar información crítica (Pan et al. 2004).

Más de la mitad del área del matorral seco montano sufrió una transición hacia otras coberturas naturales y usos de suelo. Dado que son áreas preferentes para la agricultura y asentamientos poblacionales desde tiempos remotos (Ewel 1999, Sánchez-Azofeifa et al. 2005, Pennington et al. 2006), se convirtió el proceso de transición en la principal amenaza de los bosques secos (Janzen 1986, Houghton et al. 1991). Los cambios de uso de suelo están asociados al desarrollo agrícola y en menor medida a las áreas rurales y residenciales (Corona et al. 2016). El reemplazo de los ecosistemas desencadena cambios estructurales y funcionales que influyen perjudicialmente en la provisión de servicios ecosistémicos para la subsistencia (Paruelo et al. 2005, Schröder et al. 2021). La cubierta vegetal de los bosques secos contribuye en los ciclos biogeoquímicos que proporcionan agua, nitrógeno y carbono al resto de seres vivos; protección al suelo contra la erosión del viento y agua; mantiene fértiles los suelos; sombra, recursos maderables, entre otros (Balvanera 2012, Schröder et al. 2021).

El estado de conservación del matorral seco montano en el valle del río Chota fue Regular. En la misma situación se encuentran las áreas de bosque y vegetación protectora de las provincias de Loja y Zamora Chinchipe: El Guabo, La Chorrera, Rumihuilco y Santa Rita (Centro Informático de Geomática Ambiental et al. 2006). Al sur del Ecuador, los bosques secos se encuentran en un buen estado de conservación, pero con tendencia a ser Regular (Aguirre-Mendoza & Geada-Lopez 2017). Las variables determinantes en la calificación estado de conservación fueron el manejo del ecosistema y conflicto socioambiental, donde las actividades agrícolas y forestales se dan con prácticas de producción y aprovechamiento no sustentable (Centro Informático de Geomática Ambiental et al. 2006, Aguirre-Mendoza & Geada-Lopez 2017). La extracción de los recursos maderables es destinada a la comercialización y elaboración de carbón (Zorogastúa et al. 2011).

El uso de SIG también sugirió un estado de conservación Regular. Además, permitió identificar y delimitar las áreas específicas donde se requiere centrar esfuerzos (Regular y Malo). No tomar en consideración estas herramientas limita la posibilidad de construir estrategias de manejo oportunas, así como acciones de restauración y conservación.

El matorral seco montano en el valle del río Chota enfrenta cada vez más amenazas por las perturbaciones antrópicas. La protección en los valles interandinos es prácticamente inexistente (Miles et al. 2006). A pesar de tener un rol fundamental en el sustento de los seres vivos, las autoridades locales, nacionales y ONGs se mantienen con esfuerzos esporádicos al momento de establecer mecanismos de protección y manejo sostenible de los recursos (Sánchez-Azofeifa et al. 2005). La designación de un área protegida no garantiza que la conservación sea eficaz (Miles et al. 2006)

Se sugiere desarrollar un estudio complementario que integre factores económicos, sociales y culturales con los procesos ecológicos. La valoración económica de los servicios ecosistémicos del matorral seco montano para conocer la disposición a pagar (DAP) de los actores interesados por la conservación del ecosistema. Con la finalidad de que la sociedad comprenda la importancia ecológica de los ecosistemas secos y cambien la perspec-

tiva de verlos como ecosistemas inertes a llenos de vida (Schröder et al. 2021).

En conclusión, los cambios de uso del suelo en el matorral seco montano fueron perceptibles. El análisis de la variación de las coberturas y usos de suelo reveló una pérdida de la cubierta del matorral seco montano debido al incremento de los factores antrópicos, principalmente por la expansión de la frontera agrícola que reemplazó grandes extensiones originarias de cubiertas naturales. En menor proporción también lo hizo el crecimiento demográfico. Estos factores fueron identificados a gran escala, pero in situ se determinaron otros que asimismo tuvieron su grado de afectación y categorizaron el estado de conservación del ecosistema como Regular. Las estrategias necesarias para frenar el deterioro ambiental y garantizar un desarrollo sostenible acorde a los objetos de conservación del valle del río Chota son: el desarrollo de buenas prácticas agroecológicas; la gestión ambiental integral con una participación interinstitucional debe gestionar las cuencas y priorizar esfuerzos de protección en el ecosistema; y la educación ambiental con un enfoque particular para cada grupo social presente en el valle.

Literatura citada

- Aguirre-Mendoza Z, Geada-Lopez G. 2017. Estado de conservación de los bosques secos de la provincia de Loja, Ecuador. *Arnaldoa* 24(1): 207-228. <http://doi.org/10.22497/arnaldoa.241.24107>
- Aguirre-Mendoza Z, Kvist L, Sánchez O. 2006. Bosques secos en Ecuador y su diversidad. En: Morales M, Øllgaard B, Kvist L, Borchsenius F, Balslev H. (Eds.) *Botánica Económica de los Andes Centrales* (pp. 162-187). Universidad Mayor de San Andrés, La Paz.
- Alvarado D, Otero J. 2017. Áreas naturales de bosque seco tropical en el valle del Cauca, Colombia: una oportunidad para la restauración. *Biota Colombiana* 18(1): 9-34.
- Andrade M. 2014. Efecto de la fragmentación del bosque seco tropical sobre la distribución potencial de *Megascops roboratus*, en 1985 y 2011, mediante la aplicación de modelos ecológicos en la cuenca baja del río Guayas. Tesis de postgrado. Universidad Central del Ecuador, Quito
- Armenteras D, Rodríguez N. 2014. Dinámicas y causas de deforestación en bosques de Latino América: Una revisión desde 1990. *Colombia Forestal* 17(2): 233-246. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2014.2.a07>
- Balvanera P. 2012. Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Ecosistemas* 21(1-2): 1-10.
- Bertsch F, Mata R, Henríquez C. 1993. Características de los principales órdenes de suelos presentes en Costa Rica. Universidad de Costa Rica, San José.
- Buzai G, Principi N. 2017. Identification of areas of potential land-use conflict in the Luján River basin, Argentina. *Revista Geográfica de América Central* 3(59): 125-157. <https://doi.org/10.15359/rgac.3-59.5>
- Byers A. 2000. Contemporary landscape change in the Huascarán National Park and buffer zone, Cordillera Blanca, Peru. *Mountain Research and Development* 20(1): 52-63. [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2000\)020\[0052:CLCITH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2000)020[0052:CLCITH]2.0.CO;2)
- Carandang A, Bugayong L, Dolom P, Garcia L, Villanueva M, Espíritu N. 2013. Analysis of key drivers of deforestation and forest degradation in the Philippines. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, Manila.
- Centro Informático de Geomática Ambiental, Herbario LOJA, Carrera de Ingeniería Forestal. 2006. Estado de conservación de áreas protegidas y bosque protectores de Loja y Zamora Chinchipe y perspectivas de intervención. Universidad Nacional de Loja-Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica-Fondo Ambiental Nacional, Loja.
- Chuvieco E. 2010. Teledetección ambiental: La observación de la tierra desde el espacio. Editorial Ariel, Barcelona.
- Corona E, Galicia L, Palacio J, Bürgi M, Hersperger A. 2016. Local deforestation patterns and driving forces in a tropical dry forest in two municipalities of southern Oaxaca, México (1985-2006). *Investigaciones Geográficas* (91): 86-104. <https://doi.org/10.14350/ig.50918>
- Dou W, Ren Y, Wu Q, Ruan S, Chen Y, Bloyet D, Constans J. 2007. Fuzzy kappa for the agreement measure of fuzzy classifications. *Neurocomputing* 70(4-6): 726-734. <https://doi.org/10.1016/j.neucom.2006.10.007>
- Dzendoletas A. 2015. Determinación y análisis de áreas de potencial conflicto en el uso del suelo en el ejido municipal de San Carlos de Bariloche, Río Negro, Patagonia, Argentina, utilizando la tecnología de los Sistemas de Información Geográfica (SIG). *Ciencias Espaciales* 8(2): 227-242. <https://doi.org/10.5377/ce.v8i2.2079>
- Ellis E, Romero J, Hernández I. 2017. Deforestation processes in the state of Quintana Roo, Mexico: the role of land use and community forestry. *Tropical Conservation Science* (10): 1-12. <https://doi.org/10.1177/1940082917697259>
- Erb K, Haberl H, Jepsen M, Kuemmerle T, Lindner M, Müller D, Verburg P, Reenberg A. 2013. A conceptual framework for analysing and measuring land-use intensity. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5(5): 464-470. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.07.010>
- Ewel J. 1999. Natural systems as models for the design of sustainable systems of land use. *Agroforestry systems* 45(1): 1-21.
- Fashae O, Tijani M, Adekoya A, Tijani S, Adagbasa E, Aladejana J. 2022. Comparative assessment of the changing pattern of land cover along the southwestern coast of Nigeria using GIS and remote sensing techniques. *Scientific African* 17: 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2022.e01286>
- Ferrer-Paris J, Zager I, Keith D, Oliveira-Miranda M, Rodríguez J, Josse C, González-Gil M, Miller R, Zambrana-Torrelío C, Barrow E. 2019. An ecosystem risk assessment of temperate and tropical forests of the Americas with an outlook on future conservation strategies. *Conservation Letters* 12(2): 1-12. <https://doi.org/10.1111/conl.12623>
- Gallardo M, Martínez-Vega J. 2012. Cambios de usos del suelo en la Comunidad de Madrid: Analizando el pasado y simulando el futuro. *Tecnologías de la Información Geográfica*. Madrid.
- Hocquenghem A. 2001. Una historia del bosque seco. *Debate Agrario* (33): 39-60.
- Hoekstra J, Boucher T, Ricketts T, Roberts C. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8(1): 23-29. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00686.x>

- Holdridge L. 1967. Life zone ecology. Tropical Science Center, San José.
- Houghton R, Lefkowitz D, Skole D. 1991. Change in landscape in Latin America between 1859 and 1985 I. Progressive loss of forest. *Forest Ecology and Management* (38): 143-172. <https://doi.org/10.14350/rig.50918>
- Ipiates B, Pilatasig A. 2021. Pérdida y fragmentación del matorral seco montano en la cuenca del río Guayllabamba, en el hotspot Andes tropicales. Tesis de pregrado. Universidad Técnica del Norte, Ibarra.
- Janzen D. 1986. Tropical Dry Forest: The most endangered major tropical ecosystem. En: Wilson E (Ed.) *Biodiversity* (pp. 130-137). National Academy Press, Washington DC.
- Jaramillo D. 2002. Introducción a la ciencia del suelo. Universidad Nacional de Colombia, Medellín.
- Jumbo C. 2018. Evaluación de la efectividad de conservación de la zona de veda del bosque seco en la región sur del Ecuador, a través de sistemas de información geográfica. Tesis de pregrado. Universidad Nacional de Loja, Loja.
- Li M, Wu Y, Zhang Q. 2009. Image segmentation based on mixture context and wavelet hidden-class-label Markov random field. *Computers Mathematics with Applications* 57(6): 961-969. <https://doi.org/10.1016/j.camwa.2008.10.042>
- López N, Aguirre-Mendoza Z, González A, Gálvez J, Silva S. 2010. Corredor de conservación Cóndor-Cutucú: Una estrategia regional en el manejo de áreas protegidas y bosques protectores en la cordillera del cobre. Editorial Universitaria, Loja.
- López S. 2022. Deforestation, forest degradation, and land use dynamics in the Northeastern Ecuadorian Amazon. *Applied Geography* (145): 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2022.102749>
- Luyssaert S, Jammot M, Stoy P, Estel S, Pongratz J, Ceschia E, Churkina G, Don A, Erb K, Ferlicoq M, et al. 2014. Land management and land-cover change have impacts of similar magnitude on surface temperature. *Nature Climate Change* 4(5): 389-393. <https://doi.org/10.1038/nclimate2196>
- Miles L, Newton A, DeFries R, Ravilious C, May I, Blyth S, Kapos V, Gordon J. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33(3): 491-505. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>
- Millington A, Velez-Liendo X, Bradley A. 2003. Scale dependence in multitemporal mapping of forest fragmentation in Bolivia: implications for explaining temporal trends in landscape ecology and applications to biodiversity conservation. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 57(4): 289-299. [https://doi.org/10.1016/S0924-2716\(02\)00154-5](https://doi.org/10.1016/S0924-2716(02)00154-5)
- Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica. 2013. Sistema de Clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental. Subsecretaría de Patrimonio Natural, Quito.
- Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica. 2017. Deforestación del Ecuador continental periodo 2014-2016. Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica, Quito.
- Mothes P. 1987. La acequia del pueblo de Pimampiro: riego tradicional en el norte del Ecuador (Estudios). *Ecuador Debate* (14): 69-84.
- Naranjo M, Hernández K, Guerrón A. 2013. Etnografía Pueblo Afrochoteño del Ecuador. Colección Pueblos, Quito: Secretaría de Pueblos, Movimientos Sociales y Participación Ciudadana.
- Nené A, González G, Mendoza M, Silva F. 2017. Cambio de cobertura y uso de suelo en cuencas tropicales costeras del Pacífico central mexicano. *Investigaciones Geográficas* (94): 64-81. <https://doi.org/10.14350/rig.56770>
- Pan W, Walsh S, Blisborrow R, Frizzelle B, Erlien Ch, Baquero F. 2004. Farm-level models of spatial patterns of land use and land cover dynamics in the Ecuadorian Amazon. *Agriculture Ecosystem and Environment* 101(2-3): 117-134. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.09.022>
- Padilla N, Alvarado J, Granda J. 2018. Bienes y servicios ecosistémicos de los bosques secos de la provincia de Loja. *Bosques Latitud Cero* 8(2): 118-130.
- Parihar C, Yadav M, Jat S, Singh A, Kumar B, Pooniya V, Pradhan S, Verma R, Jat M, Jat R, Saharawat Y. 2017. Long term conservation agriculture and intensified cropping systems: effect on growth, yield, water and energy-use efficiency of maize in north-western India. *Pedosphere* 28(6): 952-963. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(17\)60468-5](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60468-5)
- Paruelo J, Guerschman J, Verón S. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy* 15(87): 14-23.
- Pennington T, Lewis G, Ratter J. 2006. Neotropical savannas and seasonally dry forests: plant diversity, biogeography, and conservation. CRC Press, Boca Ratón, Florida.
- Pineda O. 2011. Análisis de cambio de uso de suelo mediante percepción remota en el municipio de Valle de Santiago. Tesis de postgrado. Centro de Investigación en Geografía y Geomática Ing. Jorge L. Tamayo, A.C., Ciudad de México.
- Porter-Bolland L, Ellis E, Gholz H. 2007. Land use dynamics and landscape history in La Montaña, Campeche, México. *Landscape and Urban Planning* 82(4): 198-207. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.008>
- Portilla F. 2018. Agroclimatología del Ecuador. Editorial Universitaria Abya-Yala, Quito.
- Portillo-Quintero C, Smith V. 2018. Emerging trends of tropical dry forests loss in North Central America during 2001-2013: The role of contextual and underlying drivers. *Applied Geography* 94: 58-70. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2018.03.011>
- Preston D, Fairbairn J, Paniagua N, Maas G, Yevara M, Beck S. 2003. Grazing and environmental change on the Tarija Altiplano, Bolivia. *Mountain Research and Development* 23(2): 141-148. [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2003\)023\[0141:GAECOT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2003)023[0141:GAECOT]2.0.CO;2)
- Quiroga-Mendiola M. 2004. Highland grassland vegetation in the Northwestern Andes of Argentina. *Mountain Research and Development* 24(3): 243-250. [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2004\)024\[0243:HGVITN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2004)024[0243:HGVITN]2.0.CO;2)
- Rodríguez-Echeverry J, Leiton M. 2021. Pérdida y fragmentación de ecosistemas boscosos nativos y su influencia en la diversidad de hábitats en el hotspot Andes tropicales. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 92(1): 1-14. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3449>
- Romo-León J, Leeuwen W, Villegas A. 2013. Percepción remota para el análisis de la distribución y cambios de uso de suelo en zonas áridas y semiáridas. En: Flores E,

Caravantes R. (Eds). *Dinámicas Locales del Cambio Ambiental Global* (pp. 547). Universidad Autónoma de Ciudad Juárez: Ciudad Juárez.

- Sánchez-Azofeifa G, Quesada M, Rodríguez J, Nassar J, Stoner K, Castillo A, Garvin T, Zent E, Calvo-Alvarado J, Kalacska M, et al. 2005. Research Priorities for Neotropical Dry Forests. *Biotropica* 37(4): 477-485. <https://doi.org/10.1046/j.0950-091x.2001.00153.x-i1>
- Schröder J, Ávila L, Günter S. 2021. Research trends: Tropical dry forests: The neglected research agenda? *Forest Policy and Economics* 122: 1-5. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102333>
- Subía C, Peralta E, Falconí-Castillo E, Pinzón J, Mooney D, Swinton S. 2007. Diagnóstico sobre el cultivo de frejol arbustivo y el uso de pesticidas en el sistema de producción, en los valles del Chota y Mira: Provincias Imbabura y Carchi, Ecuador 2000-2005. Publicación Miscelánea No. 138. Programa Nacional de Leguminosas y Granos Andinos, INIAP. Quito.
- Tao S, Peng W, Xiang J. 2022. Spatiotemporal variations and driving mechanisms of vegetation coverage in the Wumeng Mountainous Area, China. *Ecological Informatics* 70: 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2022.101737>
- Troya A, Bersosa F, Vega M. 2012. Diversidad preliminar de artrópodos en los remanentes de bosques secos andinos del valle del Chota en el norte del Ecuador. *Revista Politécnica* 30(3): 120-135.
- Valencia R, Cerón C, Palacios W, Sierra R. 1999. Las Formaciones Naturales de la Sierra del Ecuador. En: Sierra R. (Ed). Propuesta preliminar de un sistema de clasificación de vegetación para el Ecuador Continental (pp. 82-111). Proyecto INEFAN/ GEF-BIRF y EcoCiencia, Quito.
- Vidal J, Gallardo-Cruz J, Peralta-Carreta C. 2020. Potencial del acervo de imágenes Landsat disponible en Google Earth Engine para el estudio del territorio mexicano. *Investigaciones geográficas* (101): 1-17. <https://doi.org/10.14350/rig.59821>
- Villota M. 2022. Determinación de las zonas de recarga hídrica en áreas semiáridas de la cuenca del Río Chota. Tesis de pregrado. Universidad Técnica del Norte, Ibarra.
- Wulder M, White J, Goward S, Masek J, Irons J, Herold M, Cohen W, Loveland T, Woodcock C. 2008. Landsat continuity: Issues and opportunities for land cover monitoring. *Remote Sensing of Environment* 112(3): 955-969. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.07.004>
- Zheng H, Peng J, Qiu S, Xu Z, Zhou F, Xia P, Adalibieke W. 2022. Distinguishing the impacts of land use change in intensity and type on ecosystem services trade-offs. *Journal of Environmental Management* 316: 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115206>
- Zorogastúa P, Quiroz R, Garatuza J. 2011. Evaluación de cambios en la cobertura y uso de la tierra con imágenes de satélites en Piura-Perú. *Ecología Aplicada* 10(1): 13-22.

Agradecimientos / Acknowledgments:

Agradecemos el recibimiento, hospitalidad y predisposición que brindaron los habitantes del valle del río Chota durante la etapa de recopilación de información. Así mismo, a la Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales de la Universidad Técnica del Norte por la colaboración de los materiales y equipos.

Conflicto de intereses / Competing interests:

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

Disponibilidad de datos / Data Availability

El estudio fue financiado por el Vicerrectorado de Investigación y Posgrado de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú (Proyecto B18101801 financiado).

Rol de los autores / Authors Roles:

BVR: Conceptualización, curación de datos, análisis formal, investigación, metodología, recursos, supervisión, validación, visualización, escritura-preparación del borrador original.

MLE: Conceptualización, investigación, metodología, recursos, validación, visualización, escritura-preparación del borrador original.

ELB: Conceptualización, metodología, validación, visualización, escritura-preparación del borrador original.

ORE: Conceptualización, investigación, metodología, administración del proyecto, recursos, supervisión, validación, visualización, escritura-preparación del borrador original.

Fuentes de financiamiento / Funding:

Los autores declaran que para la realización de este trabajo no han recibido una financiación específica.

Aspectos éticos / legales; Ethics / legals:

Los autores declaran no haber violado u omitido normas éticas o legales al realizar la investigación y esta obra.

Página en banco

Blank page
