La Granja:
Revista de
Ciencias de la Vida
pISSN:1390-3799; eISSN:1390-8596
https://doi.org/10.17163/lgr.n44.2026.09

Artículo científico / Scientific paper

Conservación

CC BY NC SA

Factores de cobertura y uso del suelo asociados al riesgo de degradación de la vegetación en la Reserva Ecológica Arenillas

Land cover and land use factors associated with the risk of vegetation degradation in the Arenillas Ecological Reserve

Jaime Enrique Maza Maza*, Hugo Enrique Añazco Loaiza, Darwin Amable Poma Luna y Alex Dumany Luna Florin

*Universidad Técnica de Machala. Machala, Ecuador. [*https://ror.org/036zk8k10*]*

*Autor para correspondencia: jemaza@utmachala.edu.ec

Manuscrito recibido el 29 de marzo de 2023. Aceptado, tras revisión el 7 de septiembre de 2023. Publicado el 1 de septiembre de 2026.

Resumen

Las áreas protegidas constituyen zonas prioritarias para conservar la biodiversidad natural y cultural, permitiendo el aseguramiento de los bienes y servicios para la sociedad. El presente estudio evalúa los factores de cobertura y uso de suelo asociados a los riesgos del estado de la vegetación en la Reserva Ecológica Arenillas (REAR) (sur de Ecuador), usando como indicador el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI en inglés) y variables antrópicas a las que está expuesta la vegetación. El proceso de análisis se efectuó con el uso de imágenes satelitales SENTINEL-B2 con base en los cuatro ecosistemas de la Reserva y los seis tipos de suelo encontrados. A través de regresión lineal múltiple se estableció un modelo de probabilidad de riesgo en relación a las variables de amenaza de zonas: agrícolas, acuícolas, pecuarias, de población y vías. Los resultados revelaron un mayor valor de NDVI en el Herbazal Inundable y Manglar, seguidos del Bosque Arbustal deciduo y Bosque deciduo. Así mismo, 18.7% de cobertura vegetal se encuentra en alto riesgo en toda la REAR, situándose la mayor perturbación y amenaza en los bordes noroeste y noreste del Bosque Arbustal deciduo y bordes suroeste del Bosque deciduo, y bajo el mismo patrón se presentan en las entradas de las Vías principal y secundarias. En cambio, para el ecosistema Manglar las zonas de mayor variabilidad se ubican en aquellas que limitan con la actividad acuícola camaronera. Es importante indicar que, si no se protegen las áreas adyacentes a la REAR, el poco bosque remanente desaparecerá, limitando la conectividad con otros bosques naturales.

Palabras clave: NDVI, factores de riesgo, bosque seco, Reserva Ecológica Arenillas, uso de suelos.

©2026, Universidad Politécnica Salesiana, Ecuador.

Abstract

Protected areas are priority zones for the conservation of natural and cultural biodiversity, allowing the assurance of goods and services for society. This study evaluates land cover and land adoption factors associated with vegetation criteria risks in the Arenillas Ecological Reserve (REAR) (southern Ecuador), using the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and anthropic variables to which the vegetation is elucidated as indicators. The analysis procedure was applied using SENTINEL-B2 satellite images based on the Reserve's four ecosystems and the six soil types found. Through multiple linear regression, a risk probability model was determined in relation to the threat variables of agricultural, aquaculture, livestock, population and road zones. The results revealed a higher NDVI value in Flooded Grassland and Mangrove, followed by the Deciduous Shrubland and Deciduous Forest. Correspondingly, 18.7% of vegetation cover is at high risk throughout the REAR, with the greatest disturbance and threat on the northwestern and northeastern edges of the deciduous shrub forest and southwestern edges of the deciduous forest, and the identical pattern is present at the entrances to the main and secondary roads. On the other hand, for the Mangrove ecosystem, the areas with the greatest variability are those bordering the shrimp aquaculture activity. It is essential to note that if the areas adjacent to the REAR are not protected, the little remaining forest will disappear, limiting connectivity with other natural forests.

Keywords: NDVI, risk factors, dry forest, Arenillas Ecological Reserve, land use.

Forma sugerida de citar: Maza, J., Añazco, H., Poma, D. y Luna, A. (2026). Factores de cobertura y uso del suelo asociados al riesgo de degradación de la vegetación en la Reserva Ecológica Arenillas. *La Granja: Revista de Ciencias de la Vida.* Vol. 44(2):154-170. https://doi.org/10.17163/lgr.n44.2026.09.

Orcid IDs:

Jaime Enrique Maza Maza: https://orcid.org/0000-0002-4845-5165
Hugo Enrique Añazco Loaiza: https://orcid.org/0000-0001-6090-7155
Darwin Amable Poma Luna: https://orcid.org/0000-0002-6761-7430
Alex Dumany Luna Florin: https://orcid.org/0000-0003-4975-405X

©2026, Universidad Politécnica Salesiana, Ecuador.

1 Introducción

En la actualidad las áreas protegidas (AP) constituyen zonas prioritarias para la conservación del ambiente, permitiendo el buen funcionamiento y aseguramiento de los recursos bióticos y abióticos, al igual que el sostenimiento de los bienes y servicios que posee cada ecosistema (Union Internacional para la Conservacion de la Naturaleza IUCN, 2005). A nivel mundial las AP comprenden una gran extensión de bosques secos tropicales. Estudios recientes realizados por la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación FAO (2020) señalan que, de los 218 millones de hectáreas de bosques existentes, 26.7% de estos bosques se encuentran protegidos. Sin embargo, a diferencia de los bosques húmedos, la atención de los gobiernos a los bosques secos ha sido escasa, sintiéndose la ausencia y el mayor riesgo de impacto por parte de los seres humanos (Ramírez y cols., 2018); problema que nace debido a la impericia y falta de información que ha comprometido los principios de conservación (Carey y cols., 2000), y que consecuentemente son preocupantes, por el nivel de amenaza y vulnerabilidad que estos ecosistemas presentan (Wright y Muller-Landau, 2006).

En el caso de Ecuador, el bosque seco tropical, localizado en las costas del Pacífico pertenece a uno de los 35 *hotspot* o puntos calientes de biodiversidad (Mittermeier y cols., 2011), denominado Tumbes–Chocó-Magdalena. Su importancia ecológica ha sido el factor condicionante para la regulación y provisión de servicios ecosistémicos que son aprovechados por la sociedad. Sin embargo, por su abundante riqueza natural endémica, los bosques tropicales secos son los más propensos a ser deforestados y degradados, sin tener claro cuáles son los factores que están repercutiendo en el cambio a otros usos de suelo en los ecosistemas. Según Armenteras y Rodríguez (2014), el problema de la deforestación en estas zonas se debe a factores biofísicos y sociales como: el asentamiento de poblados, la fácil accesibilidad por la construcción de vías, la cercanía a cuerpos hídricos, al igual que la inadecuada gestión de tierras y el cambio climático. Sin embargo, estudios realizados por Tapia-Armijos y cols. (2015) en los bosques tropicales del Sur de Ecuador revelaron que el aumento de carreteras en el año 2000 intensificó la accesibilidad de sitios inexplorables, llegando a convertir para el año 2008 alrededor de 46% de bosque natural en coberturas de pasto, agrícolas y otros tipos de actividad antrópica.

Según los datos públicos del Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica del Ecuador (MAAE), existen 21 000 ha de bosque seco deciduo, registrados dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP), equivalente casi al 50% del total de bosque (41 000 ha) en el país (Riofrío, 2018). Formando parte de este sistema nacional se ubica la Reserva Ecológica Arenillas (REAR), situada en la provincia de El Oro, que desde su creación ha venido tolerando intensas presiones por parte de las comunidades aledañas, quienes han buscado desarrollar sus actividades agropecuarias dentro y alrededor del bosque, al igual que otras amenazas antrópicas como la cacería, extracción de madera, y el establecimiento de actividades acuícolas, siendo causas directas que han impedido la regeneración natural de especies nativas (Ministerio del Ambiente del Ecuador MAE, 2015). Para Ruiz (2018) estos tipos de bosques presentan un alto riesgo, especialmente por las actividades antrópicas que se llevan dentro y en su área de influencia. Por otro lado, las presiones climáticas como el aumento de la temperatura y la disminución de la lluvia es probable que afecten a las comunidades ecológicas de los bosques secos (Maza-Maza y cols., 2021), lo que significa una reducción de los servicios ecosistémicos de provisión de hábitat, importantes para el aseguramiento del suelo y de la biodiversidad (Qian y cols., 2022).

Por la gran importancia que tienen los bosques secos, y por la escasa información científica en la REAR y demás áreas del Litoral Sur del Ecuador, se ha visto necesario, a través de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y de las imágenes satelitales, levantar información de la zona, siendo una herramienta de gran importancia y precisión para la valoración del estado y calidad de la vegetación, como también de los riesgos antrópicos a los que están expuestos los ecosistemas. Además, estas tecnologías brindan la posibilidad de efectuar análisis a nivel continental y en periodos de tiempo específicos (Sudmanns y cols., 2020), permitiendo de esta manera sectorizar de forma oportuna las áreas de mayor vulnerabilidad, evaluar los procesos de transformación de la cobertura y uso del suelo y sus áreas adyacentes (Faruque y cols., 2022), y ayudar a los tomadores de decisiones a establecer

©2026, Universidad Politécnica Salesiana, Ecuador.

medidas de cambio socioeconómicas para un mejor manejo de conservación en los bosques (Baig y cols., 2022).

Por lo expuesto, el presente estudio tiene como objetivo evaluar los factores de coberturas y uso de suelo asociados a los riesgos del estado de la vegetación en la REAR, usando como indicador el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) y diversas variables antrópicas a las que está expuesta. Según Gonzaga-Aguilar (2015) y Mesa-Sierra y cols. (2022), el NDVI es un indicador de biomasa fotosintética activa relacionado a comportamientos de cultivos, estado y salud de la vegetación natural. Se partió de la hipótesis de que el cambio de cobertura vegetal en la reserva se debe a la presión socioeconómica de actividades productivas desarrolladas en su área de influencia. De esta forma, los resultados obtenidos permitirán tener una mayor precisión e interpretación de información de la zona de influencia de la REAR, lo que llevará a tomar decisiones correctas en la propuesta e implementación de políticas públicas y programas de restauración y conservación en cada uno de los ecosistemas del área protegida.

2 Materiales y Métodos

El presente estudio se realizó en la REAR, situada al suroeste del Ecuador, en la cuenca del río Zarumilla de la provincia de El Oro (ver Figura 1). De acuerdo al plan de manejo de la Reserva, esta zona cuenta con un área de 13 170.025 ha (Ministerio del Ambiente del Ecuador MAE, 2015). El clima varía de acuerdo a las zonas, representado por un clima cálido árido en la zona baja, con una precipitación anual de hasta 350 mm, un cálido muy seco, en la zona media, y clima cálido seco en la zona alta, con una precipitación anual que va desde los 500 a 1 000 mm (Instituto de Ecología Aplicada ECOLAP y Ministerio del Ambiente del Ecuador MAE, 2007). El nivel altitudinal es de 0 a 300 metros sobre el nivel del mar (msnm) y la temperatura media es 24 ºC. Es el área protegida de vegetación xerofítica más importante del país con un registro de 111 especies florísticas, en su mayoría nativas y endémicas, sobresaliendo la familia de las Mimosáceas y seguidas de las Cactáceas y Bromeliáceas. En cuanto a la parte faunística su registro está conformado por 159 especies, sobresaliendo el grupo de aves con alrededor de 79 especies (Union Internacional para la Conservacion de la Naturaleza IUCN, 2020). Por su gran extensión también se presentan zonas de vegetación de manglar y herbazal inundable.

2.1 Análisis del estado de la vegetación

Para este análisis se aplicó el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI por sus siglas en inglés), constituido por la combinación de las reflectancias captadas en el rango espectral del rojo al infrarrojo cercano (Gonzaga-Aguilar, 2015), como se explica en la siguiente ecuación:

$$\mathrm{NDVI} = \frac{\mathrm{NIR} - \mathrm{R}}{\mathrm{NIR} + \mathrm{R}} \tag{1}$$

Donde, NIR es la reflectancia corregida atmosféricamente correspondiente al infrarrojo cercano; R es la reflectancia corregida atmosféricamente correspondiente al rojo. Se utilizaron imágenes SENTINEL-2B, correspondientes a los meses de mayor precipitación: enero, febrero, marzo, abril, mayo y junio del 2018; el resto de los meses se descartaron por su diferencia estacional seca y por el alto porcentaje de nubosidad que presentaban las imágenes. El NDVI se calculó en cada escena de imagen con base en las bandas 4 y 8 del satélite. A partir de las diferentes imágenes artificiales disponibles y a través del método de mosaico de calidad, que consiste en enlazar espacialmente un conjunto de datos de imágenes (Eraso y cols., 2022), se generó un compuesto mensual –de los meses enero a junio– y a cada píxel se le asignó el valor máximo de NDVI. Este proceso se desarrolló mediante la adaptación de un script específico (disponible en http://www.gisandbeers.com/RRSS/Engine/Script-GEE-lista-indices-vegetacion.txt) en la plataforma Google Earth Engine (GEE) (ver Figura 2). Esta herramienta se destaca por su capacidad máxima de procesamiento, lo que permite agregar más recursos en paralelo al momento de analizar los datos (Gomes y cols., 2020).

©2026, Universidad Politécnica Salesiana, Ecuador.

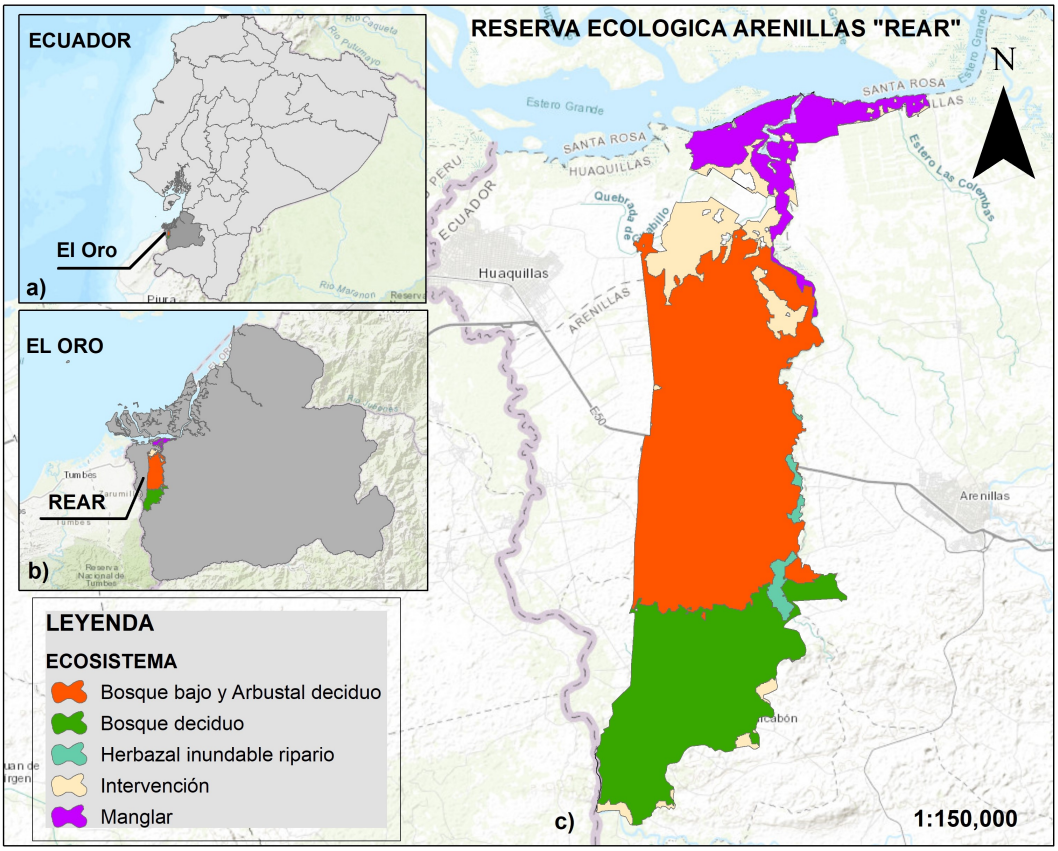


Figura 1. Área y ecosistemas de estudio. a) Provincia de El Oro-Ecuador, b) la REAR en la provincia de El Oro, y c) Ecosistemas de la REAR.

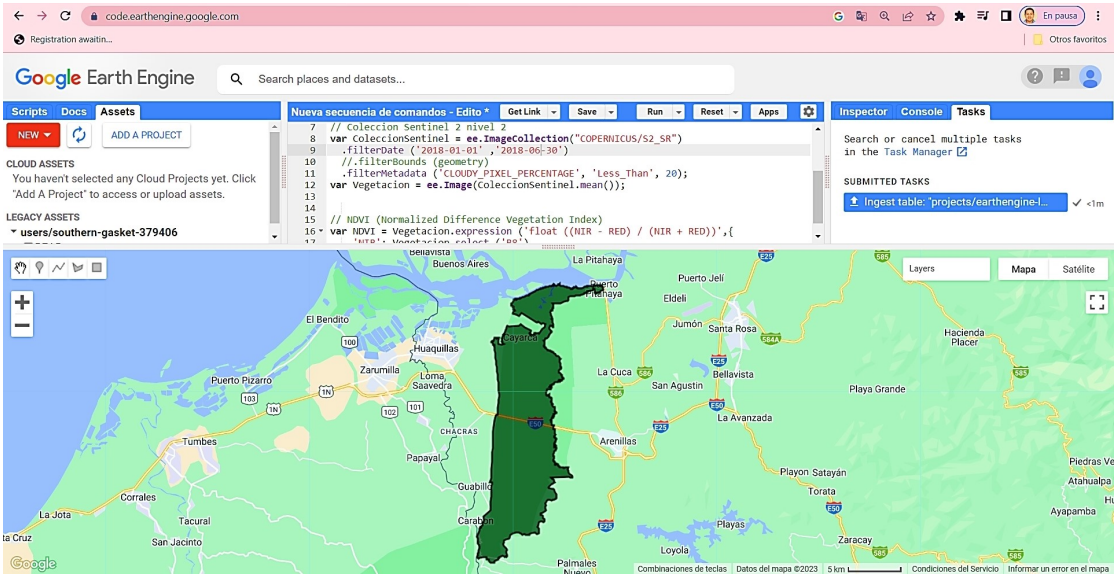


Figura 2. Interfaz de la plataforma de GEE, identificando el área de estudio y procesamiento del NDVI.

©2026, Universidad Politécnica Salesiana, Ecuador.

Una vez obtenidos los seis compuestos mensuales del NDVI, se calcularon las estadísticas de la media (valor promedio) y máximo, este último usado para analizar el rango de datos y encontrar el valor más grande por celda a partir de varios ráster, derivando como resultado dos conjuntos de nuevos archivos ráster (media; enero a junio; y máxima; enero a junio). A cada ráster se le efectuó una operación de estadística zonal para los diferentes ecosistemas del área de estudio, creándose cuatro archivos ráster para cada estadística.

Los tipos de ecosistemas definidos corresponden a: (1) Bosque deciduo de tierras bajas de Jama-Zapotillo (Bosque deciduo), (2) Bosque bajo y Arbustal deciduo de Jama-Zapotillo (Bosque Arbustal deciduo), (3) Manglar de Jama-Zapotillo (Manglar), y (4) Herbazal inundable ripario de tierras bajas de Jama-Zapotillo (Herbazal inundable) (Ministerio del Ambiente del Ecuador MAE, 2013).

Finalmente, los archivos creados fueron fusionados mediante la herramienta de mosaico a nuevo ráster, determinando el promedio de NDVI de la media y máxima de cada ecosistema identificado. Este proceso se desarrolló en el software ArcGIS versión 10.2.

2.2 Análisis de factores de riesgo de la vegetación

Según lo establecido en el Plan de Manejo de la REAR (Ministerio del Ambiente del Ecuador MAE, 2015), las principales amenazas que afectan a la conservación del bosque seco son de origen antropogénico: litigios por tenencia de tierra; invasiones del área de la reserva ecológica; extracción de especies forestales; e incremento de las presiones debido a actividades agrícolas y acuícolas. Por lo tanto, bajo este criterio, se estableció un área de influencia o zona *buffer* de 1 km fuera de la reserva, y se consideraron cinco coberturas y usos de suelo como variables de riesgo sobre la vegetación, así: (1) Zona acuícola, (2) Zona agrícola, (3) Zona pecuaria, (4) Población, y (5) Vías de acceso, concordando con lo establecido por Barber y cols. (2014) quienes afirman que los factores más conducentes a la deforestación son: el crecimiento de poblados, la extensión agropecuaria y acuícola, las cercanías a las vías y ríos, y la capacidad del suelo.

La información de población y vías se obtuvo de la plataforma del Sistema Nacional de Información-SNI (Secretaría Nacional de Planificación, 2014). Para las vías se consideraron las categorías: Carretera pavimentada de dos o más vías, Carretera sin pavimentar angosta y Camino de verano; mientras que para las coberturas acuícola, agrícola y pecuaria, se utilizaron las imágenes del Google Earth y, mediante el software QGIS 3.10 se digitalizaron cada una de las zonas, las mismas que fueron: contrastadas con el mapa de coberturas y usos de la tierra del año 2018 del Ministerio del Ambiente del Ecuador (Ministerio del Ambiente del Ecuador MAE, 2018), y fueron reclasificadas en el software ArcGIS 10.2, obteniendo un mapa binario. Consecutivamente, mediante la herramienta de distancia de coste, se realizó con cada una de las variables de coberturas la determinación de la distancia ponderada más corta (De Smith y cols., 2007), obteniendo los ráster de distancias a zonas: acuícolas, agrícolas, pecuarias, población y vías.

2.3 Análisis estadístico

A partir de los compuestos de NDVI mensuales se estimó el promedio del índice para toda la cobertura vegetal de la REAR. Como primera estadística, considerando que los distintos tipos de suelo y sus características no siempre son propicias para producir los nutrientes necesarios para el crecimiento saludable de la vegetación (Moreno y cols., 2018), se utilizó el análisis de varianza (ANOVA de una vía) con el propósito de analizar el efecto de perturbación que podría acontecer la vegetación con los diferentes tipos suelo y ecosistemas (Cantón y cols., 2020). Este modelo desarrollado permite comparar las varianzas entre las medias de diferentes grupos (Liu y Wang, 2021). En este caso explica si el modelo cuadrático es significativo entre las variables independientes de ecosistemas y orden de suelos en función a la variable dependiente de respuesta del NDVI. La información de suelos fue obtenida de la cartografía geo-pedológica en el Portal del Agro Ecuatoriano (Ministerio de Agricultura y Ganadería del Ecuador MAG, 2016).

Para analizar si más de una variable tiene influencia o está correlacionada con el valor de una tercera variable, se aplicó el modelo de regresión lineal múltiple con el propósito de ajustar modelos lineales, que permitan conocer en cuál de los eco-

©2026, Universidad Politécnica Salesiana, Ecuador.

sistemas de la REAR la vegetación se encuentra en mayor riesgo de perturbación en relación a las variables independientes de amenaza como son distancias a zonas: (1) agrícolas, (2) acuícolas, (3) pecuarias, (4) población, y (5) vías (Cayuela, 2010).

3 Resultados y Discusión

3.1 Estado de la vegetación en los ecosistemas y tipos de suelos de la REAR

De acuerdo con los resultados obtenidos en este análisis, se determinó que dentro de la Reserva Ecológica REAR el NDVI promedio de cada uno de los ecosistemas presentes ((1) Bosque deciduo, (2) Bosque Arbustal deciduo, (3) Manglar, y (4) Herbazal inundable), definidos por el Ministerio del Ambiente del Ecuador MAE (2013) fluctúan en un rango de -0.19568 a 0.85521, donde los valores con un NDVI < 0 corresponden a cubiertas no vegetales y valores cercanos al rango inferior a 0 corresponden a las áreas con mayor presión antrópica, causando degradación en la vegetación natural de los ecosistemas, mientras que los valores cercanos al rango superior manifiestan una cobertura vegetal densa con presiones antrópicas de baja magnitud.

Las investigaciones realizadas en bosques con característica similar a la REAR, como es el bosque protector Cerro Blanco ubicado en el cantón Guayaquil, donde sus valores de NDVI son mayores a 0.50 equivalente a una vegetación densa y bien desarrollada, han permitido demostrar la importancia de sus servicios ecosistémicos y la necesidad de crear medidas de conservación, debido a la amenaza antrópica a su alrededor (Cervantes y cols., 2022). De hecho, la mayoría de la cubierta vegetal dentro de la REAR (ver Figura 3a) es un indicador del eficaz trabajo de control de conservación que realizan sus guardaparques. Este modelo no solo se presenta en esta región, a nivel mundial también se observan tasas menores de deforestación en el interior de las áreas protegidas (Figueroa y Sánchez-Cordero, 2011).

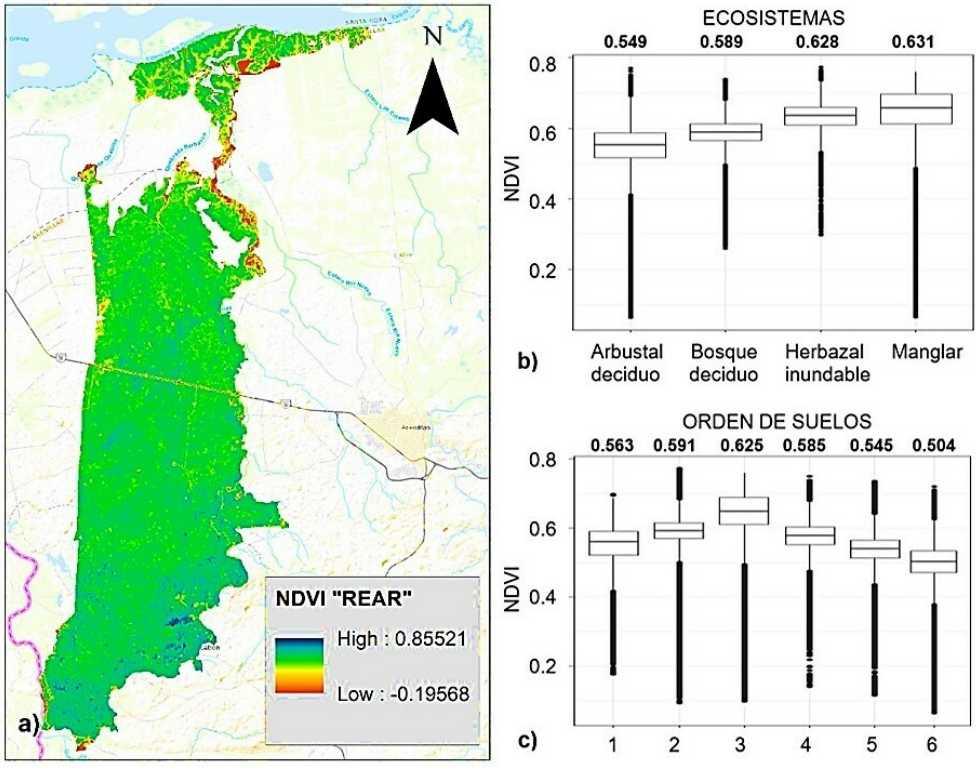


Figura 3. Estado de la vegetación: a) Distribución areal del NDVI de la REAR, b) diagrama de cajas con promedios de NDVI por ecosistemas, y c) diagrama de cajas con promedios de NDVI por orden de suelos.

©2026, Universidad Politécnica Salesiana, Ecuador.

A partir del estudio de la dinámica espacial de la REAR, con el fin de observar el comportamiento de los datos atípicos pertenecientes a los valores de NDVI con las variables de los cuatro tipos de ecosistemas ((1) Bosque deciduo, (2) Bosque Arbustal deciduo, (3) Manglar, y (4) Herbazal inundable), y de los seis órdenes de suelos ((1) Tierras misceláneas, (2) Vertisol, (3) Entisol, (4) Alfisol, (5) Inceptisol y (6) Aridisol) de la REAR se realizaron diagramas de cajas. En las figuras 3b y 3c se compilan dichos gráficos, donde se observó que la mayor parte de datos atípicos (líneas verticales) se encuentran por debajo de la mediana (cuartil 2), es decir, son valores que se encuentran distantes del cuartil 3 y cuartil 1, 1.5 veces superior al rango intercuartílico (Montealegre, 2017). Así mismo, se observó una distribución asimétrica hacia valores altos, entre el factor de respuesta de NDVI con las variables de los cuatro tipos de ecosistemas y una distribución asimétrica del NDVI, hacia valores medios a altos de los seis órdenes de suelos.

En la Figura 3b el tamaño de las cajas revela que el mayor valor de NDVI presentó una mediana superior de 0.631 en el ecosistema Manglar, con un área de 1 239 ha, exceptuando pequeñas áreas situadas en el noreste de los bordes de los parches de bosques, sector colindante con las actividades acuícolas, y donde se registran los valores más bajos de NDVI < 0.1, que significan un mayor nivel de perturbación y débil estado de la vegetación. De acuerdo con Torres y cols. (2014) este fenómeno se produce por la proximidad que presentan ciertos parches con las zonas alteradas, provocando de manera directa un impacto sobre las condiciones ecológicas de la vegetación. Por otro lado, la vegetación con los valores alto de NDVI con medianas superiores a 0.628 se ubican también en el ecosistema Herbazal inundable, deduciendo de esta manera que la superficie de 184 ha comprende una vegetación natural vigorosa de modo que las diferentes amenazas como: la población, la deforestación y establecimientos de actividades agropecuarias (Aldás, 2019), no tienen notable influencia en la zona.

En cuanto a los valores de NDVI del Bosque deciduo y Bosque Arbustal deciduo, el tamaño de las cajas de las medianas fue inferior, correspondiendo a los promedios de 0.589 y 0.549 respectivamente, implicando que la presión antrópica sobre la vegetación natural en estos ecosistemas es muy representativa en ciertos sectores. Por ejemplo, para el Bosque deciduo, con una superficie de 3 597 ha, las áreas con mayor grado de perturbación se ubican en los bordes de los parches de vegetación remanente en el sector suroeste. En cambio, para el ecosistema de mayor extensión (6 773 ha), del Bosque Arbustal deciduo, las áreas de mayor amenaza se concentran en los bordes de los parches de vegetación remanente del sector norte, este y oeste. Esto se manifiesta por el contacto directo con las zonas de actividad agropecuaria y acuícola, así mismo, por los espacios adyacentes a la vía principal y senderos que cubren la zona.

En la Figura 3c, para los tipos de suelos ((1) Tierras misceláneas, (2) Vertisol, (3) Entisol, (4) Alfisol, (5) Inceptisol, y (6) Aridisol) la mediana superior del NDVI fue dominante en el orden Entisol, con un promedio de 0.625, seguido del Vertisol y Alfisol, con valores de 0.591 y 0.585, respectivamente. En cambio, las medianas con valores moderados se vieron representadas en las Tierras misceláneas, con un promedio de 0.563, seguido del Inceptisol, con 0.545, para el tipo de suelo Aridisol su promedio de NDVI fue el más bajo con 0.504. De toda el área de estudio 72% de suelo Entisol se ubicó en el ecosistema Manglar, y de manera específica abarcó 92% de su superficie, seguido de 8% del suelo Vertisol y Tierras misceláneas. Leiva y cols. (2009), en su investigación en Costa Rica, sostienen que los suelos entisoles al estar en una cronosecuencia de cambios fisicoquímicos podrían provocar un estrés hídrico en la planta.

Para el Bosque deciduo los suelos con mayor cobertura fueron: el alfisol con 56% y vertisol con 32%, seguidos por entisol e inceptisol con 9 y 3%. Mientras que, en el Bosque Arbustal deciduo, por su extensión y posición geográfica, la superficie estuvo mayormente abarcada por los suelos inceptisol y alfisol (38 y 28%), respectivamente, seguidos por Aridisol (18%), Vertisol (14%) y 2% entre Entisol y Tierras misceláneas. El Herbazal inundable estaba compuesto por 58% de suelo vertisol y 42% de suelo alfisol. La diversidad de suelos presentes en la Reserva podría deberse a ciertos factores como la pendiente; en el caso de zonas planas, el proceso de acumulación localizada de agua y nutrientes es más efectivo que en suelos de pendientes pronunciadas (Clark, 2002). El clima estacional en zonas de muy poca precipitación y altas temperatu-

©2026, Universidad Politécnica Salesiana, Ecuador.

ras estarían favoreciendo a los aridisoles (Botta y cols., 2019). La probable presencia de rocas volcánicas serían los formadores de vertisoles y entisoles, en cambio, los suelos inceptisol y alfisol son más propicios a paisajes ondulados y de montañas (Hartemink y Bockheim, 2013).

Tabla 1. ANOVA de interacción entre el NDVI con las variables de ecosistemas y orden de suelos

Variables	Grados de libertad	Cuadrados medios	Suma de cuadrados	F-valor	Pr (>F) (*p*-valor)
Ecosistemas	3	869.5	289.83	107 470	<2e-16 ***
Orden de suelos	5	1 313.2	218.86	81 154	<2e-16 ***
Interacción 2 factores	5	78.2	13.04	4 834	<2e-16 ***

Códigos de significancia: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.'.

A través del cálculo de las medias en el ANOVA (ver Tabla 1), se comprobaron diferencias significativas entre el factor de respuesta de NDVI con las variables de ecosistemas y orden de suelos. Se evidenció que el valor de F para las dos variables de estudio fue significativo al nivel de significancia $\alpha = 0.05$, ya que $\Pr > F$ (Probabilidad mayor que el F calculado) es igual a $< 2 \times 10^{-16}$, siendo este último valor menor que 0.05. La variable de interacción de los dos factores presentó el mismo nivel de significancia, determinando de esta manera que tanto el suelo como el ecosistema y las interacciones son altamente significativas; es decir que el ecosistema y el suelo condicionan la respuesta del NDVI, y el efecto de cada uno de ellos depende del otro. En este caso, el suelo es el que más influencia tiene; todos los ecosistemas tienen una respuesta casi parecida con reducidas diferencias en el Herbazal inundable y Manglar, y el que sean más o menos productivos está muy condicionado por el suelo (ver Figura 4), relativamente a los resultados obtenidos por Mesa-Sierra y cols. (2022) donde los valores de NDVI y fertilidad del suelo se distribuyeron de manera uniforme de 0.21 y 0.34, considerada vegetación poco saludable por su localización en regiones de alto índice de impacto antrópico y degradación ecológica.

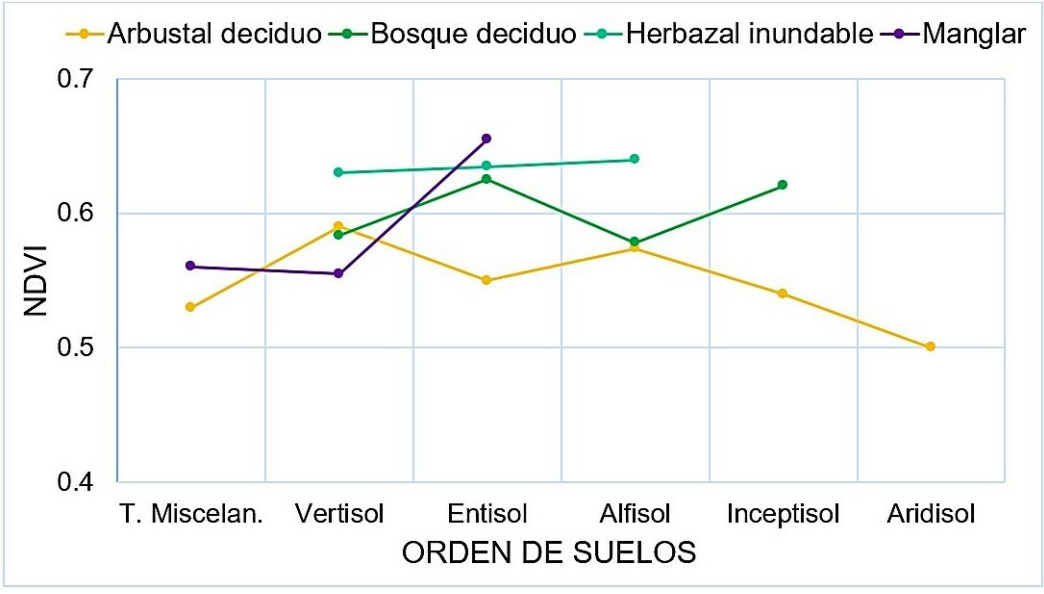


Figura 4. Interacción de las medias del NDVI con los ecosistemas y orden de suelos de la REAR.

©2026, Universidad Politécnica Salesiana, Ecuador.

3.2 Factores y grado de riesgo sobre la vegetación en la REAR

Los datos obtenidos en este análisis permitieron enfatizar el condicionamiento que presentan los diferentes ecosistemas de la REAR con los intercambios y aproximaciones de las diferentes coberturas y uso del suelo situados en el área de influencia, es decir, factores que ponen en riesgo el estado y calidad de la vegetación.

El análisis efectuado reveló que del total de superficie de los cuatro ecosistemas de estudio ((1) Bosque deciduo, (2) Bosque Arbustal deciduo, (3) Manglar, y (4) Herbazal inundable), 18.7% de cobertura vegetal se encuentra en alto riesgo, situándose la mayor perturbación y amenaza en los bordes noroeste y noreste del Bosque Arbustal deciduo y suroeste del Bosque deciduo, bajo el mismo patrón se presentan en las entradas de las Vías principal y secundarias. Las áreas de riesgo de los dos ecosistemas fueron de 2 438 y 950 ha, equivalente a 36 y 26.4% respectivamente. En cambio, para el ecosistema Manglar las zonas de mayor variabilidad se ubican en aquellas que limitan con la actividad acuícola camaronera, con un área de bajo riesgo de 126 ha, correspondiente a 10.2%. El ecosistema que no presentó riesgo significativo fue el Herbazal inundable, cuyo valor alcanzó 2%, equivalente a 4 ha (ver Figura 5).

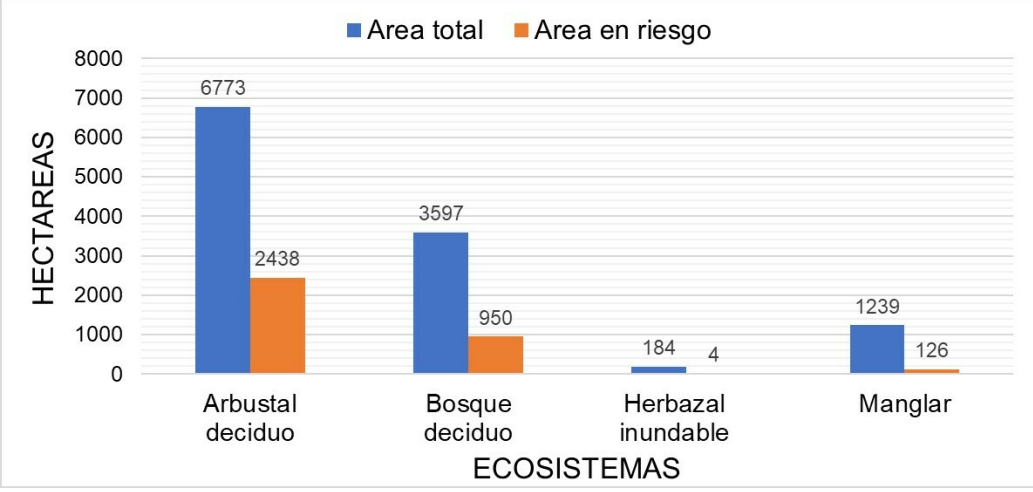


Figura 5. Grado de riesgo sobre la vegetación de los ecosistemas de la REAR.

Tabla 2. Coeficientes obtenidos del modelo de regresión lineal múltiple

Distancia de variables	Arbustal deciduo		Bosque Deciduo		Herbazal inundable		Manglar	
	Beta	*p*-valor	Beta	*p*-valor	Beta	*p*-valor	Beta	*p*-valor
Acuícola	**0.596**	0.000	0.017	0.000	0.030	0.000	**0.234**	0.000
Agrícola	**0.221**	0.000	**0.345**	0.000	**0.188**	0.000	**-0.553**	0.000
Pecuaria	**0.151**	0.000	**0.145**	0.000	**-0.334**	0.000	**-0.480**	0.000
Población	**0.123**	0.000	0.083	0.000	-0.060	0.160	**0.180**	0.000
Vías	0.016	0.000	**0.106**	0.000	0.056	0.000	0.040	0.000
R^2	**0.360**		**0.264**		**0.020**		**0.102**	

©2026, Universidad Politécnica Salesiana, Ecuador.

En la Figura 6 se demuestra que la cobertura dominante en el área de influencia de la REAR corresponde a las zonas de actividad acuícola, con una superficie de 1 994 ha, seguidas por la actividad pecuaria, con una extensión de 1 137 ha, y la actividad Agrícola con 657 ha. La cobertura con menor superficie corresponde a los Asentamientos poblacionales con un registro de 46 ha. Las principales vías de acceso dentro y fuera de la REAR cubrieron una longitud total de 148 km.

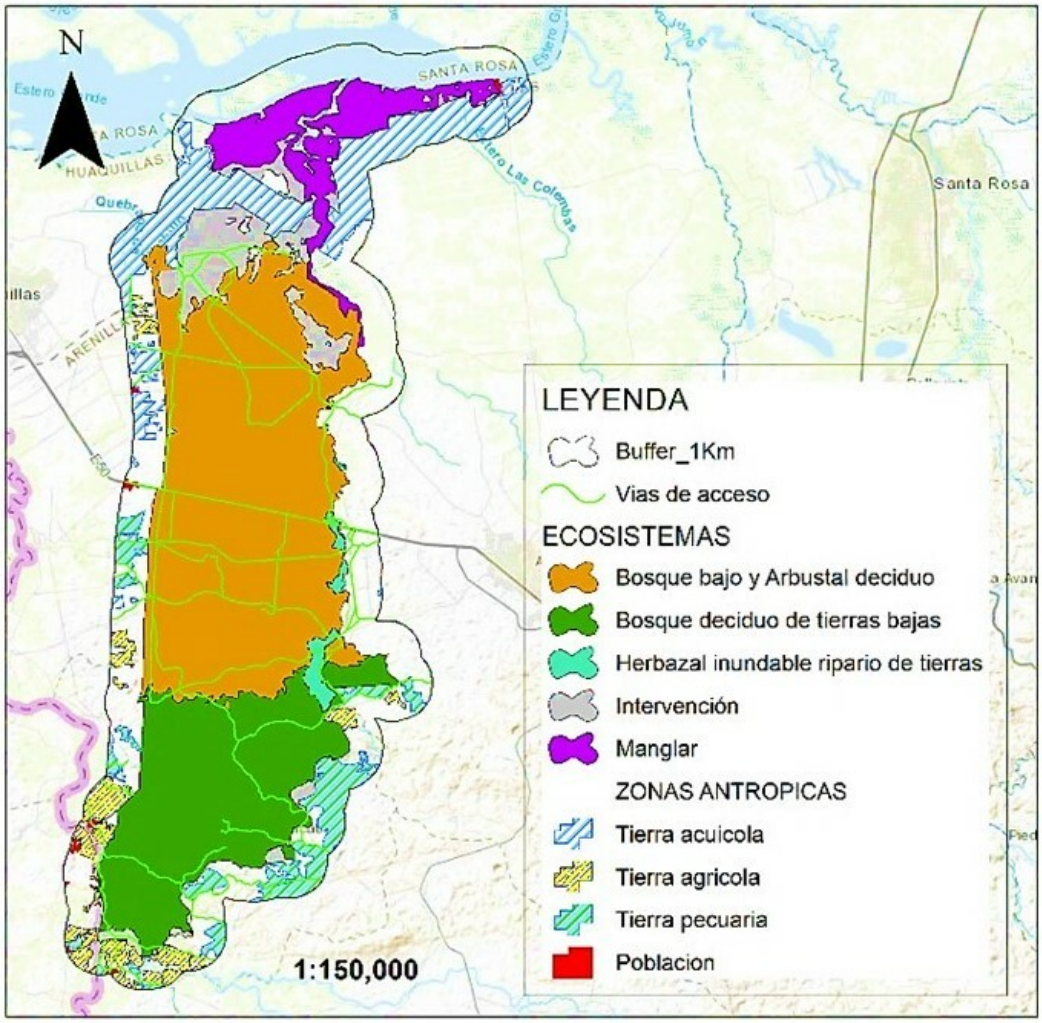


Figura 6. Cobertura y usos de suelos sobre el área de influencia de la REAR.

En la Tabla 2, en relación con el modelo establecido por Sierra (2013), se buscó estimar el riesgo de cambio en la cobertura vegetal para cada factor de deforestación, como fueron distancias a zonas: acuícola, agrícola, pecuaria, población y vías. Estas variables de deforestación presentaron un mismo nivel de significancia, a excepción de la variable población con el ecosistema Herbazal inundable, donde p-valor $= 0.000$ es menor al nivel de significancia $\alpha = 0.05$, es decir, que las distancias de las variables condicionan en mayor y menor grado la respuesta del estado de la vegetación en los ecosistemas de estudio. Los valores de Beta correspondieron a los coeficientes del modelo, que representa la elasticidad de la tendencia de que la cobertura vegetal de un sitio con coordenadas pueda ser convertida a otro uso de suelo. En cambio, R^2 como coeficiente de determinación explica cuánta variabilidad de

©2026, Universidad Politécnica Salesiana, Ecuador.

un factor puede ser causada por su relación con otro factor relacionado, es decir, es un cuantificador de la bondad de ajuste del modelo, lo que permite aproximarse a la fracción deforestada de cada uno de los ecosistemas de la REAR, lo que significa que los valores de R^2 por el 100% de las celdas con ese valor aproximen amenaza de riesgo sobre la cobertura vegetal en un 36% de Bosque Arbustal deciduo, 26.4% de Bosque deciduo, 2% de Herbazal inundable y 10.2% de Manglar.

Se evidenció que la variable de zonas acuícolas presentó coeficientes Beta positivos en los cuatro ecosistemas, revelando una probabilidad de mayor riesgo de cambio sobre la vegetación en el Bosque Arbustal deciduo, seguido de una moderada probabilidad de cambio en el ecosistema de Manglar. Sus valores de 0.596 y 0.234 demostraron que la variable de distancia de zonas acuícolas está relacionada con el estado y salud de la vegetación de los dos ecosistemas, patrón que no ocurre en la misma intensidad con el Bosque deciduo y Herbazal inundable (ver Figura 6). El aumento de la actividad acuícola intensiva en los últimos años sobre la zona noroeste de la Reserva ha ocupado grandes superficies, donde el mercado y la deficiente política agraria han sido parte de este crecimiento productivo (Agila y Lalangui, 2019). Aspecto parecido se revela en la investigación de Faruque y cols. (2022), donde señalan un aumento de área acuícola por área agrícola en el periodo 1990–2020, transformación que podría impactar negativamente a los bosques de manglares al suroeste de Bangladesh.

Con respecto a la variable de zonas agrícolas, los coeficientes Beta positivos se ubicaron en los ecosistemas de Bosque deciduo, Bosque Arbustal deciduo y Herbazal inundable, sus valores 0.345, 0.221 y 0.188 muestran una moderada a baja probabilidad de cambio boscoso respectivamente, es decir, a mayor distancia se encuentren las actividades agrícolas, menor será la pérdida de los bosques. En el caso del ecosistema Bosque Arbustal deciduo, la probabilidad de cambio podría ser contradictoria, pues a pesar de la cercanía de las zonas agrícolas, esta actividad se encuentra regulada bajo un plan de producción sostenible, producto de la concesión de casi 3 800 ha de tierras entregadas en el año 2014 por parte del Estado a grupos de productores de la zona (Ministerio del Ambiente del Ecuador MAE, 2015). Para el ecosistema de Manglar el valor del coeficiente fue negativo -0.553, lo que significa una incierta probabilidad de cambio de la vegetación por actividades agrícolas.

Para la variable de zona pecuaria, el análisis revela un valor de coeficiente promedio Beta de 0.148 para los ecosistemas de Bosque deciduo y Bosque Arbustal deciduo, significando una moderada probabilidad de cambio en sus coberturas boscosas. Según Hidalgo y cols. (2020) el incremento de la actividad pecuaria depende de la geografía y clima que presenta especialmente el Bosque deciduo, estableciéndose alrededor de 95% de la práctica ganadera en la zona limítrofe del sector sureste de la REAR. Por otro lado, los ecosistemas de Herbazal inundable y Manglar los valores de sus coeficientes Beta fueron negativos -0.334 y -0.480 respectivamente, lo que significa una indirecta relación que garantiza que el estado de la vegetación no tenga mayor riesgo frente a las actividades pastoriles en estas zonas.

La variable de distancia a poblaciones también influyó como factor de riesgo, especialmente en el ecosistema de Bosque Arbustal deciduo y Manglar. Sus valores de coeficientes Beta de 0.123 y 0.180, respectivamente, revelan una moderada probabilidad de cambio paisajístico localizado sobre los bordes de parches remanentes de bosques. El nivel socioeconómico de la población, relacionado con el analfabetismo y el bajo ingreso salarial, podría ser el causante de estos cambios (Cruz y cols., 2017; Pineda y cols., 2009). De acuerdo con la Figura 6, el poblado más cercano al ecosistema de Manglar es la Pitahaya en el norte. En cambio, para el Bosque bajo y Arbustal deciduo están los poblados de la Cooperativa Valdivia, El Cruce, El Telégrafo, El Mango y Carcabón en el sur. Las características de la aptitud del suelo que presentan los sectores poblados han servido de atractivos para el progresivo asentamiento humano. Es importante destacar que la Reserva no presenta asentamientos de viviendas en su interior, es decir, la afectación antrópica dentro de la Reserva es nula. En concordancia con los hallazgos de Baig y cols. (2022), la degradación persistente de las coberturas forestales no protegidas en Selangor, Malasia, se vincula estrechamente con la expansión de los asentamientos humanos y la conversión de terrenos para fines agrícolas, identificados como los vectores determinantes en la transición del uso del suelo.

©2026, Universidad Politécnica Salesiana, Ecuador.

El coeficiente Beta de la variable distancia a vías fue positivo en los cuatro ecosistemas (ver Tabla 2); sin embargo, los valores en los ecosistemas de Bosque Arbustal deciduo, Herbazal inundable y Manglar revelaron una probabilidad de cambio muy baja sobre la vegetación. En cambio, para el ecosistema de Bosque deciduo su probabilidad de cambio es significativo, registrando como valor (0.106). La construcción de vías principales permite que las personas de comunas aledañas puedan adentrarse al bosque, generando nuevos caminos de sendero con el propósito de extraer madera o deforestando para establecer áreas agrícolas (Delgado, 2012; García-Villacorta, 2009). Este patrón se localiza en mayor parte al suroeste de la Reserva, mientras que en el sector este la perturbación y amenaza no han tenido significancia debido a la poca accesibilidad por sus pronunciadas pendientes y altitud. De acuerdo con los hallazgos de Qian y cols. (2022) derivados de su modelo de impacto, los riesgos ecológicos a nivel de paisaje están condicionados por una interacción multivariada. En este sentido, la distancia a elementos antrópicos, el uso del suelo, la pendiente y la precipitación se consolidan como los principales factores determinantes de dicha dinámica. Contrariamente, en nuestra investigación no se consideraron los dos últimos factores por no tener acción directa con los cambios producidos por el hombre, creyendo importante relacionar el factor pendiente y precipitación en aspectos de otros servicios ecosistémicos como la calidad del agua.

4 Conclusiones

El análisis de los índices de vegetación (NDVI) mediante imágenes satelitales Sentinel-2B, permitió estimar el estado y salud de la vegetación natural en los cuatro ecosistemas (Bosque deciduo, Bosque Arbustal deciduo, Manglar, y Herbazal inundable) que conforman la REAR. Los valores promedio de los índices obtenidos fueron diferentes para cada zona. Los de mayor valor se registraron en el ecosistema Herbazal inundable y Manglar, mientras que en el Bosque Arbustal deciduo y Bosque deciduo alcanzaron valores bajos, significando una mayor perturbación y amenaza sobre la cobertura vegetal. Esto podría deberse a las condiciones óptimas de fertilidad que presentan sus suelos, así mismo, condiciones atmosféricas y al progresivo asentamiento humano que busca establecer cada día actividades productivas agropecuarias y acuícolas en la zona.

La interacción estadística del NDVI promedio con las variables de los ecosistemas y la aptitud suelo, permitió establecer que estas variables condicionan la respuesta del NDVI, determinando que el efecto de cada uno de ellos depende del otro. Este patrón se asemeja a la realidad del ecosistema intervenido en el interior de la REAR, especialmente localizada en el sector noroeste colindando con el Bosque Arbustal deciduo, la evolutiva degradación al suelo por la actividad acuícola intensiva y agrícola vienen alterando sus propiedades físicas, químicas y biológicas, aspectos importantes para el buen desarrollo de la vegetación.

En cuanto al análisis de los factores y grado de riesgo, se comprobó que los bordes este y oeste de los ecosistemas Bosque Arbustal deciduo y Bosque deciduo presentan las altas probabilidades de cambio paisajístico. Este mayor riesgo tiene que ver con la accesibilidad que las personas tienen para establecer actividades productivas en la zona de seguridad. Específicamente en la zona de amortiguamiento que, a pesar de estar regulada por el Estado, no cumple con lo estipulado, que es proteger los recursos naturales de las áreas protegidas.

Es importante indicar que si no se protegen las áreas adyacentes a la REAR, el poco bosque remanente que aún queda desaparecerá, limitando la conectividad con otros bosques naturales; por tal motivo, es importante que dentro del plan de manejo de la Reserva se tomen en cuenta las zonas de alto riesgo con un eficiente manejo de buenas prácticas agrícolas, pecuarias y acuícolas en su área de influencia, ya que al garantizar un buen funcionamiento podrían ser parte de la creación de corredores biológicos con las áreas de conservación municipal "El Conchal" en el sector norte y el bosque protector "Río Arenillas-Presa Tahuín" por el lado sureste.

Agradecimientos

Al Vicerrectorado de Investigación de la Universidad Técnica de Machala por el financiamiento adjudicado al Grupo de Investigación para la Conservación (INCON). Así mismo, se agradece a la Direc-

©2026, Universidad Politécnica Salesiana, Ecuador.

ción Provincial del Ambiente de El Oro, en especial a los guardaparques de la REAR, por el apoyo brindado al proyecto "Estimación de las propiedades físicas y químicas de suelos con enfoque ecosistémico de la zona de restauración en la Reserva Ecológica Arenillas" que, con la autorización N.º 007-2017-IC-S-DPAEO-MAE, de fecha 14 de agosto de 2017, se nos permitió realizar y concluir la investigación de manera significativa.

Declaración de uso de inteligencia artificial

Los autores DECLARAN que, durante la preparación del artículo titulado «Factores de cobertura y uso del suelo asociados al riesgo de degradación de la vegetación en la Reserva Ecológica Arenillas», no se utilizaron herramientas de inteligencia artificial generativa ni sistemas automatizados de asistencia para la redacción, análisis, interpretación de datos, generación de contenido, traducción o edición del manuscrito.

Los autores asumen plena responsabilidad por el contenido, la originalidad, la integridad y la versión final del artículo.

Contribución de los autores

J.E.M.M.: Conceptualización, Curación de datos, Investigación, Metodología, Administración de proyectos, Software y Escritura – borrador original.**H.E.A.L.:** Análisis formal, Supervisión y Escritura – revisión y edición. **D.A.P.L.:** Investigación, Recursos, Validación y Visualización.**A.D.L.F.:** Curación de datos, Análisis formal y Escritura – revisión y edición.

Referencias

Agila, R., y Lalangui, M. (2019, octubre). Análisis de los factores estratégicos que inciden en la producción camaronera ecuatoriana. En *Xxiv congreso internacional de contaduría, administración e informática* (pp. 1–29). Ciudad Universitaria, Ciudad de México, México.

Aldás, A. (2019). *Análisis de la dinámica temporal del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) para los años 1986, 2001 y 2017 en la reserva ecológica cotacachi cayapas, imbabura, mediante el uso de google earth engine* (Tesis de grado). Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito, Ecuador.

Armenteras, D., y Rodríguez, N. (2014). Dinámicas y causas de deforestación en bosques de latino américa: una revisión desde 1990. *Colombia Forestal*, *17*(2), 233–246. Online: https://shortlink.uk/1rmld

Baig, M. F., Mustafa, M. R. U., Baig, I., Takaijudin, H. B., y Zeshan, M. T. (2022). Assessment of land use land cover changes and future predictions using CA-ANN simulation for selangor, malaysia. *Water*, *14*(3), 402. Online: https://doi.org/10.3390/w14030402

Barber, C. P., Cochrane, M. A., Souza, C. M., y Laurance, W. F. (2014). Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the amazon. *Biological Conservation*, *177*, 203–209. Online: http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.004

Botta, G. F., Bienvenido, J. F., Antille, D. L., Rivero, E. R. D., Contessotto, E. E., Ghelfi, D. G., … Pelizzari, F. M. (2019). Effect of traffic with a light-weight tractor on physical properties of an aridisol soil in almeria, spain. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*, *51*(2), 270–279. Online: https://shortlink.uk/1wNro

Cantón, Y., Chamizo, S., Rodriguez-Caballero, E., Lázaro, R., Roncero-Ramos, B., Román, J. R., y Solé-Benet, A. (2020). Water regulation in cyanobacterial biocrusts from drylands: Negative impacts of anthropogenic disturbance. *Water*, *12*(3), 720. Online: https://doi.org/10.3390/w12030720

Carey, C., Dudley, N., y Stolton, S. (2000). *Squandering paradise?: The importance and vulnerability of the world's protected areas*. Gland, Switzerland: WWF-World Wide Fund For Nature International.

Cayuela, L. (2010). *Modelos lineales generalizados (GLM)*. Granada, España: EcoLab, Centro Andaluz de Medio Ambiente, Universidad de Granada.

Cervantes, F., Imbaquingo, J., y Leon, D. (2022). Valoración económica de los servicios ecosistémicos del bosque protector cerro blanco, guayaquil

©2026, Universidad Politécnica Salesiana, Ecuador.

ecuador. *Revista Geoespacial*, *19*(1), 50–63. Online: https://shortlink.uk/1wNrr

Clark, D. B. (2002). *Los factores edáficos y la distribución de las plantas*. Cártago, Costa Rica: LUR.

Cruz, M. A., Rodríguez, D. A., Villanueva, A., y Santillán, J. (2017). Factores sociales de uso del suelo y vegetación asociados a los incendios forestales en hidalgo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, *8*(41), 139–163. Online: https://shortlink.uk/1wNru

Delgado, V. (2012). La responsabilidad civil extracontractual por el daño ambiental causado en la construcción u operación de las carreteras. *Revista de Derecho (Valdivia)*, *25*(1), 47–76. Online: https://dx.doi.org/10.4067/S0718-09502012000100003

De Smith, M., Goodchild, M., y Longley, P. (2007). *Geospatial analysis: A comprehensive guide to principles, techniques and software tools* (2nd ed.). Troubador Publishing Ltd.

Eraso, O., Badia, A., y Gisbert, M. (2022). Google earth engine aplicado al monitoreo de superficies quemadas y cambios de coberturas y usos del suelo. *GeoFocus: Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica*, *29*, 89–113. Online: https://dx.doi.org/10.21138/GF.764

Faruque, M. J., Vekerdy, Z., Hasan, M. Y., Islam, K. Z., Young, B., Ahmed, M. T., … Kundu, P. (2022). Monitoring of land use and land cover changes by using remote sensing and GIS techniques at human-induced mangrove forests areas in bangladesh. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, *25*, 100699. Online: https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100699

Figueroa, F., y Sánchez-Cordero, V. (2011). Evaluación de la efectividad de las áreas protegidas para contener procesos de cambio en el uso del suelo y la vegetación. ¿un índice es suficiente? *Revista Mexicana de Biodiversidad*, *82*(3), 951–963. Online: https://shortlink.uk/1rmln

García-Villacorta, R. (2009). Diversidad, composición y estructura de un hábitat altamente amenazado: los bosques estacionalmente secos de tarapoto, perú. *Revista Peruana de Biología*, *16*(1), 81–92. Online: https://shortlink.uk/1wNry

Gomes, V., Queiroz, G., y Ferreira, K. (2020). An overview of platforms for big earth observation data management and analysis. *Remote Sensing*, *12*(8), 1253. Online: https://doi.org/10.3390/rs12081253

Gonzaga-Aguilar, C. (2015). Aplicación de índices de vegetación derivados de imágenes satelitales para análisis de coberturas vegetales en la provincia de loja, ecuador. *Revista CEDAMAZ*, *5*(1), 30–41. Online: https://shortlink.uk/1rmlt

Hartemink, A., y Bockheim, J. (2013). Soil genesis and classification. *Catena*, *104*, 251–256. Online: https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.12.001

Hidalgo, M., Vargas, O., y Vite, H. (2020). Análisis situacional de la actividad ganadera en la parroquia palmales del cantón arenillas. *Revista Metropolitana de Ciencias Aplicadas*, *3*(2), 124–130. Online: https://shortlink.uk/1wNrF

Instituto de Ecología Aplicada ECOLAP, y Ministerio del Ambiente del Ecuador MAE. (2007). *Guía del patrimonio de Áreas naturales protegidas del ecuador*. Quito, Ecuador: ECOFUND, FAN, DarwinNet, IGM.

Leiva, J., Rocha, O. J., Mata, R., y Gutiérrez, M. (2009). Cronología de la regeneración del bosque tropical seco en santa rosa, guanacaste, costa rica: II. la vegetación en relación con el suelo. *Revista de Biología Tropical*, *57*(3), 817–836. Online: https://shortlink.uk/1wNrJ

Liu, Q., y Wang, L. (2021). t-test and ANOVA for data with ceiling and/or floor effects. *Behavior Research Methods*, *53*(1), 264–277. Online: https://doi.org/10.3758/s13428-020-01407-2

Maza-Maza, J. E., Sánchez-Asanza, A. W., Añazco Loaiza, H. E., y García-Ochoa, J. A. (2021). Estudio de las características físico-químicas del suelo en áreas prioritarias de la reserva ecológica arenillas. *Revista Científica Agroecosistemas*, *9*(3), 30–40. Online: https://shortlink.uk/1rmlB

Mesa-Sierra, N., de la Peña Domene, M., Campo, J., y Giardina, C. (2022). Restauración de bosques secos tropicales mexicanos: una revisión nacional. *Sustentabilidad*, *14*, 3937. Online: https://doi.org/10.3390/su14073937

©2026, Universidad Politécnica Salesiana, Ecuador.

Ministerio de Agricultura y Ganadería del Ecuador MAG. (2016). *Geoportal del agro ecuatoriano.* Quito, Ecuador. Online: http://geoportal.agricultura.gob.ec/index.php/visor-geo

Ministerio del Ambiente del Ecuador MAE. (2013). *Sistema de clasificación de los ecosistemas del ecuador continental*. Quito, Ecuador: Ministerio del Ambiente del Ecuador.

Ministerio del Ambiente del Ecuador MAE. (2015). *Plan de manejo de la reserva ecológica arenillas* (Inf. Téc.). Quito, Ecuador: Ministerio del Ambiente del Ecuador.

Ministerio del Ambiente del Ecuador MAE. (2018). *Capa cartográfica de cobertura y uso de la tierra 2018 del ecuador continental [shapefile].* Sistema Nacional de Monitoreo de Bosques. Online: http://ide.ambiente.gob.ec/mapainteractivo/

Mittermeier, R. A., Turner, W. R., Larsen, F. W., Brooks, T. M., y Gascon, C. (2011). Global biodiversity conservation: The critical role of hotspots. En F. E. Zachos y J. C. Habel (Eds.), *Biodiversity hotspots: Distribution and protection of conservation priority areas* (pp. 3–22). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. Online: https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_1

Montealegre, F. (2017). *Evaluación espacio temporal de la productividad agrícola con índices de vegetación de diferencias normalizadas (NDVI) como herramienta para el ordenamiento territorial. caso de estudio: cuenca alta del arroyo napaleofú, provincia de buenos aires, argentina* (Tesis de Grado). Universidad Nacional de la Plata, La Plata, Argentina.

Moreno, A., Carda, V., Reyes, J. L., y Cano, P. (2018). Rizobacterias promotoras del crecimiento vegetal: una alternativa de biofertilización para la agricultura sustentable. *Revista Colombiana de Biotecnología*, *20*(1), 68–83. Online: https://doi.org/10.15446/rev.colomb.biote.v20n1.73707

Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación FAO. (2020). *El estado de los bosques del mundo 2020: Los bosques, la biodiversidad y las personas*. Roma, Italia: FAO.

Pineda, N. B., Bosque, J., Gómez, M., y Plata, W. (2009). Análisis de cambio del uso del suelo en el estado de méxico mediante sistemas de información geográfica y técnicas de regresión multivariantes: Una aproximación a los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas*, *69*, 33–52. Online: https://shortlink.uk/1wNrV

Qian, Y., Dong, Z., Yan, Y., y Tang, L. (2022). Ecological risk assessment models for simulating impacts of land use and landscape pattern on ecosystem services. *The Science of the Total Environment*, *833*, 155218. Online: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155218

Ramírez, V., Aranda, L., y Rico-Gray, V. (2018). La resiliencia del bosque seco tropical: un seguro de vida para su conservación. CONABIO. *Biodiversitas*, *137*, 12–16. Online: https://shortlink.uk/1rmlN

Riofrío, I. (2018). *El bosque seco, una joya amenazada en el ecuador.* Mongabay. Online: https://es.mongabay.com/2018/07/ecuador-bosque-seco/ (Publicado el 05 de julio de 2018)

Ruiz, M. (2018). *Evaluación de la calidad y riesgo de la vegetación del bosque protector la ceiba y su área de influencia* (Tesis de grado). Universidad Técnica Particular de Loja, Loja, Ecuador.

Secretaría Nacional de Planificación. (2014). *Archivos de información geográfica.* Sistema Nacional de Información. Online: https://sni.gob.ec/coberturas (Accedido el 31 de diciembre de 2014)

Sierra, R. (2013). *Patrones y factores de deforestación en el ecuador continental, 1990-2010. y un acercamiento a los próximos 10 años*. Quito, Ecuador: Conservación Internacional Ecuador y Forest Trends.

Sudmanns, M., Tiede, D., Lang, S., Bergstedt, T., Trost, G., y Augustin, H. (2020). Big earth data: disruptive changes in earth observation data management and analysis? *International Journal of Digital Earth*, *13*(7), 832–850. Online: https://doi.org/10.1080/17538947.2019.1585976

Tapia-Armijos, M., Homeier, J., Espinosa, C., Leuschner, C., y de la Cruz, M. (2015). Deforestation and forest fragmentation in south ecuador since the 1970s – losing a hotspot of biodiversity. *PLoS ONE*, *10*(9), e0133701. Online: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0142359

Torres, R. C., Giorgis, M. A., Trillo, C., Volkmann, L., Demaio, P., Heredia, J., y Renison, D. (2014).

©2026, Universidad Politécnica Salesiana, Ecuador.

Post-fire recovery occurs overwhelmingly by resprouting in the chaco serrano forest of central argentina. *Austral Ecology*, *39*(3), 346–354. Online: https://doi.org/10.1111/aec.12084

Union Internacional para la Conservacion de la Naturaleza IUCN. (2005). Benefits beyond boundaries: Proceedings of the vth IUCN world parks congress. En *The vth iucn world parks congress.* Durban, South Africa.

Union Internacional para la Conservacion de la Naturaleza IUCN. (2020). *Red list quadrennial report 2017-2020* (Inf. Téc.). IUCN.

Wright, S. J., y Muller-Landau, H. C. (2006). The future of tropical forest species. *Biotropica*, *38*(3), 287–301. Online: https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00154.x

©2026, Universidad Politécnica Salesiana, Ecuador.