

IMPACTO DE LAS POLÍTICAS DE CONSERVACIÓN EN LA COBERTURA DEL MANGLAR EN EL ARCHIPIÉLAGO DE JAMBELÍ: UN ANÁLISIS MULTITEMPORAL CON TELEDETECCIÓN

IMPACT OF CONSERVATION POLICIES ON MANGROVE COVER IN THE JAMBELÍ ARCHIPELAGO: A MULTI-TEMPORAL ANALYSIS WITH REMOTE SENSING

Evelyn Mishel Moran Yangua¹
Jhalyli Stefania Hernández Mena²
Jaime Enrique Maza Maza³
Elvis Mauricio Sánchez Rogel⁴

Resumen

El presente estudio analizó la efectividad de las políticas públicas de conservación del manglar en el Archipiélago de Jambelí (Ecuador), mediante el análisis multitemporal de imágenes satelitales Landsat correspondientes a los años 1991 y 2024. Se aplicó una clasificación supervisada con el algoritmo Random Forest, junto con el cálculo de los índices espectrales NDVI, NDWI y CMRI para determinar los cambios en la cobertura, vigor y contenido hídrico del manglar durante el periodo de estudio. Los resultados muestran una ganancia neta de 279.97 ha de cobertura de manglar (3.23%), atribuida a procesos de regeneración natural y a la implementación de programas comunitarios como Socio Manglar y los Acuerdos de Uso Sustentable y Custodia del Ecosistema Manglar. A pesar de este avance, se identificó una pérdida acumulada de 1,868.52 ha, causada principalmente por la expansión de 2,173.55 ha de camaroneras activas. La regeneración natural alcanzó un promedio anual de 65 ha/año, superando la deforestación bruta anual de 56.62 ha/año, lo que resultó en una tasa neta negativa de deforestación de -8 ha/año. En el aspecto cualitativo, se registró un aumento del NDVI (hasta 0.65), pero una reducción del NDWI (de 0.60 a 0.22) y del CMRI (de un máximo de 1.28 en 1991 a 0.10 en 2024), lo que evidencia una pérdida de humedad y una regeneración estructural incompleta. Se concluye que, si bien las políticas implementadas han contribuido a frenar la pérdida de manglar y permitir una recuperación parcial de su cobertura, no han logrado restaurar completamente la funcionalidad ecológica del ecosistema. Para consolidar una conservación efectiva en Jambelí, se recomienda reforzar la gobernanza local, ampliar los programas comunitarios e implementar estrategias de restauración activa.

Palabras clave: Manglar, Políticas públicas, Teledetección, Análisis multitemporal, Camaroneras, Índices espectrales.

Recepción: 20 de Abril de 2025/ Evaluación: 20 de Mayo de 2025/ Aprobado: 05 de Junio de 2025

¹ Estudiante de Ingeniería Ambiental, Universidad Técnica de Machala. Email: emoran2@utmachala.edu.ec ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1719-3393>

² Estudiante de Ingeniería Ambiental, Universidad Técnica de Machala. Email: jhernande2@utmachala.edu.ec ORCID: <https://orcid.org/0009-0005-2453-209X>

³ Magister en Impactos Ambientales, Universidad Técnica de Machala. Email: jemaza@utmachala.edu.ec ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4845-5165>

⁴ Magister en Matemáticas y Computación, Universidad Técnica de Machala. Email: emsanchez@utmachala.edu.ec ORCID: <https://orcid.org/0009-0001-6662-2211>

Abstract

This study analyzed the effectiveness of public mangrove conservation policies in the Jambelí Archipelago (Ecuador) through a multitemporal analysis of Landsat satellite images from 1991 and 2024. A supervised classification using the Random Forest algorithm was applied, along with the calculation of NDVI, NDWI, and CMRI spectral indices to assess changes in mangrove cover, vegetation vigor, and surface moisture over time. The results showed a net gain of 279.97 ha in mangrove cover (3.23%), attributed to natural regeneration processes and the implementation of community-based programs such as Socio Manglar and the Sustainable Use and Custody Agreements for the Mangrove Ecosystem. Despite this gain, a cumulative loss of 1,868.52 ha was recorded, mainly due to the expansion of 2,173.55 ha of active shrimp farms. Natural regeneration reached an average of 65 ha/year, surpassing the average annual gross deforestation of 56.62 ha/year, resulting in a negative net deforestation rate of -8 ha/year. Qualitatively, NDVI increased (up to 0.65), while NDWI dropped from 0.60 to 0.22, and CMRI values decreased from a 1991 maximum of 1.28 to just 0.10 in 2024, indicating a loss of moisture and an incomplete ecological recovery. The findings suggest that, although the implemented policies have helped slow mangrove loss and allowed a partial recovery of forest cover, they have not yet restored the ecosystem's full ecological functionality. To achieve effective mangrove conservation in Jambelí, it is recommended to strengthen local governance, expand community programs, and implement active restoration strategies.

Keywords: Mangrove, Public policies, Remote sensing, Multitemporal analysis, Shrimp farms, Vegetation index

Introducción

Los manglares son ecosistemas costeros de gran importancia ecológica y económica, reconocidos por su alta biodiversidad y su rol fundamental en la mitigación del cambio climático, considerando que actúan como sumideros de carbono, capturando y almacenando grandes cantidades de CO₂ (Kulkarni et al., 2022), también proporcionan recursos alimenticios y medios de subsistencia para las comunidades locales, además de ser hábitats esenciales para numerosas especies marinas y terrestres (Ávila et al., 2020).

Por su valor ecológico, los manglares actúan como barreras naturales que protegen las costas frente a fenómenos sísmicos, erosión, inundaciones y en algunas zonas a mantener la elevación del nivel del mar, reduciendo el impacto de desastres (Bunting et al., 2022). Sin embargo, a pesar de estos beneficios, los manglares enfrentan una creciente degradación a nivel mundial, debido a la expansión de actividades como la acuicultura, el desarrollo urbano y el aumento del nivel del mar (Perea et al., 2021).

En el año 2000 y 2020, se perdió aproximadamente el 4.3% de la cobertura global de manglares, principalmente en Asia y América Latina (Goldberg et al., 2021). En respuesta a esta problemática, países asiáticos como Filipinas, Tailandia e Indonesia implementaron la cogestión, asignando áreas de manglar a comunidades locales para su restauración y rehabilitación, por ejemplo, se han creado los bosques comunitarios de manglar con apoyo financiero internacional y nacional y también se crearon zonas de conservación en zonas forestales no estatales que permiten la utilización de los recursos marítimos bajo autoridad de gobiernos locales (Salminah y Alviya, 2019).

En Ecuador, los principales bosques de manglares se encuentran distribuidos a lo largo de 910 km en línea recta de costa desde la provincia de Esmeraldas hasta El Oro (MAATE, 2019).

Según la clasificación de los ecosistemas del Ecuador continental, los manglares se agrupan en: Manglar del Chocó Ecuatorial (22 961,07 ha) para la zona norte y Manglar del Jama-Zapotillo (134 133,21 ha) para la zona centro sur (MAE, 2016). Los principales estuarios son: Mataje-Santiago-Cayapas, Muisne, Cojimíes, Chone, Guayas y Jubones-Santa Rosa-Arenillas (Morocho et al., 2022), donde coexisten procesos naturales y actividades humanas que han generado cambios significativos en su extensión y estado ecológico a lo largo del tiempo (Zhiminaicela et al., 2020).

Desde hace más de una década, el gobierno en Ecuador ha reconocido la necesidad de implementar políticas públicas que promuevan la conservación y el manejo sostenible de los manglares (Pacheco et al., 2020). Para mitigar la deforestación y las emisiones de gases efecto invernadero, en 2016 se lanzó el Plan de Acción REDD+ “Bosques para el Buen Vivir” (2016–2025), que incluye medidas específicas en manglares (MAE, 2016) y en 2019, mediante el Acuerdo Ministerial No. 031, se aprobó el Plan de Acción Nacional para la Conservación de Manglares, con directrices de proteger y restaurar el ecosistema. En el ámbito de incentivos, el Programa Socio Bosque creó en 2014 la modalidad Socio Manglar, que otorga pagos a comunidades que gestionan sosteniblemente sus manglares, el programa REM (REDD Early Movers) financia proyectos de carbono azul en manglares a través de pagos por resultados. Asimismo, los Acuerdos de Uso Sustentable y Custodia del Ecosistema Manglar (AUSCEM) conceden derechos exclusivos de aprovechamiento a comunidades organizadas, con compromisos de conservación y monitoreo participativo. Este conjunto de instrumentos se complementa con la inclusión de manglares en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) y en varios sitios Ramsar, garantizando una protección legal adicional. No obstante, a pesar de estas regulaciones, los manglares enfrentan serios desafíos debido a actividades como la extracción artesanal de moluscos y crustáceos, la contaminación, deforestación y, especialmente, la expansión de la industria camaronera. Estas actividades no solo amenazan la biodiversidad del manglar, sino que también generan conflictos socioeconómicos entre las comunidades locales y los actores involucrados en el uso de estos recursos (Rodríguez et al., 2016).

El Archipiélago de Jambelí actúa como barrera natural que protege gran parte de la costa sur del Ecuador y en cierta parte del norte de Perú, alberga extensos bosques de manglar, playas y ecosistemas marinos (Toro, 2019). Desde la introducción de la acuicultura de camarón en la década de 1970, esta zona ha sufrido una pérdida superior al 50% de su cobertura; en 2006 se estimaban 148,230 ha de manglar frente a 175,748 ha de camaroneras, lo que implicó la desaparición de 55,464 ha de manglar en apenas unas décadas (Rodríguez, 2018). Estudios han demostrado que la teledetección es fundamental para la formulación y revisión de políticas ambientales, al proporcionar información objetiva y reproducible sobre cambios en el uso del suelo y la salud ecosistémica (Quigley, 2024), sin embargo, en esta zona no se ha aprovechado este potencial, la falta de acceso a datos oficiales sobre concesiones acuícolas y camaroneras, a veces ilegales, ha complicado la identificación de presiones reales y fiscalización.

En este contexto, el presente trabajo tiene como objetivo analizar la efectividad de las políticas de conservación y protección del manglar implementadas en Ecuador, a través de un análisis multitemporal de los cambios en la cobertura, densidad, vigor y estado hídrico de la vegetación de manglar en el Archipiélago de Jambelí entre 1991 y 2024, con el fin de determinar la relación entre las intervenciones normativas y la dinámica de este ecosistema estratégico. Los resultados se centrarán en los siguientes objetivos específicos: i) Evaluar los cambios en la cobertura manglar del archipiélago de Jambelí desde 1991 a 2024, ii) Cuantificar la densidad, vigor y humedad de la vegetación mediante el cálculo de los índices espectrales NDVI, NDWI y el

CMRI para los años 1991 y 2024 y iii) Relacionar los cambios en la cobertura del manglar con las políticas de conservación del Ecuador.

Área de estudio

El estudio se ubica en el archipiélago de Jambelí del cantón Santa Rosa, provincia de El Oro, zona litoral Sur del Ecuador (Figura 1). Topográficamente se encuentra separado del continente por un amplio canal que en su recorrido va tomando los nombres de canal de Capones, estero Grande y estero Santa Rosa. El archipiélago tiene una extensión de 251 km² y un rango altitud de 0 a 7 m.s.n.m, de acuerdo a información obtenida del Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial (PDOT, 2018). Posee dos tipos de bioclimas; desértico y xérico. Su temperatura anual oscila entre los 24°C y 26°C y cuenta con una precipitación total anual con rangos que van de 0 a 500 mm con un 52,06%, de 500 a 750 mm en un 43,89% y de 750 a 1000 mm con un 4,05%.

El tipo de suelo predominante corresponde al orden Entisol que se divide en: sulfaquent (suelos arcillosos y escasa profundidad) con un 43,83% y los ustipsamment (suelos arenosos, profundos y de poca fertilidad) con un 0,34%. En la zona se encuentra diversas especies de manglares, que se adaptan a las condiciones salinas del entorno, entre ellos el Manglar rojo (*Rhizophora mangle*), Mangle negro (*Avicennia germinans*), Mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) y el Mangle jeli o botoncillo (*Conocarpus erectus*) (PDOT, 2018).

Dentro de la fauna marina se encuentran los moluscos y crustáceos, como cangrejo rojo (*Ucides occidentalis*), conchas prietas (*Anadara tuberculosa*), conchas pata de mula (*Anadara grandis*), jaiba verde o arqueada (*Callinectes arcuatus ordway*) y ostión del pacífico (*Crassostrea gigas*). También se puede observar mamíferos y reptiles como iguanas, culebras, tejones, osos hormigueros, zorros y comadrejas. Entre las principales actividades económicas está la acuicultura que es la más significativa, la pesca artesanal, recolección de moluscos y crustáceos y el turismo (G.A.D.P de Jambelí, 2020).

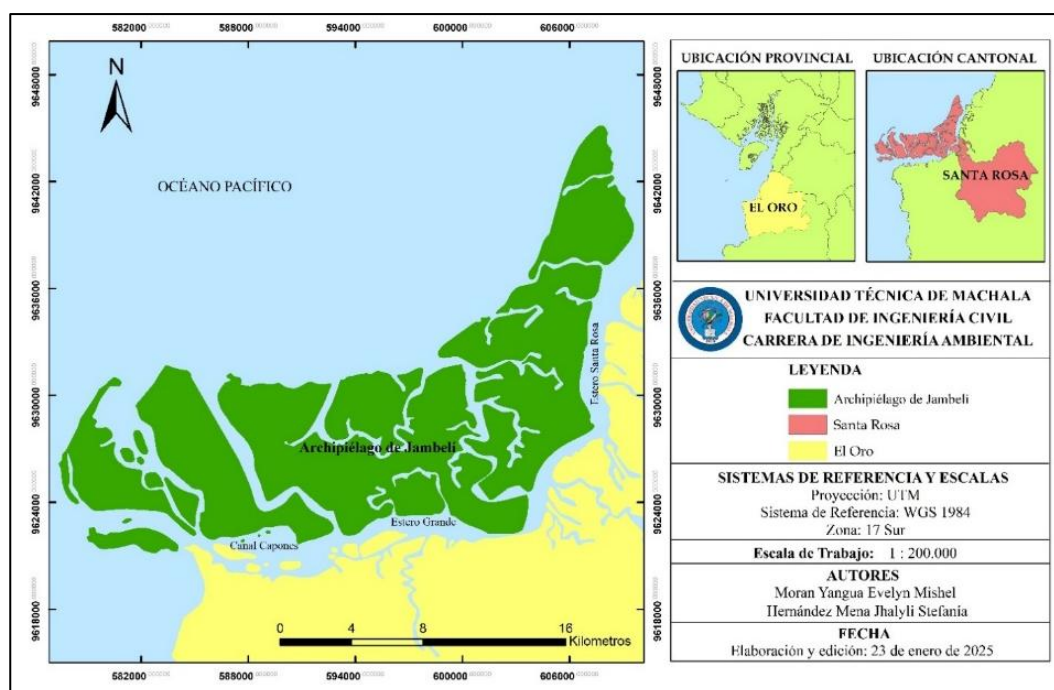


Figura 1. Mapa de ubicación del Archipiélago de Jambelí

Fuente: Elaboración propia (2025)

Metodología

El área de estudio fue delimitada utilizando un shapefile correspondiente al Archipiélago de Jambelí, obtenido del geoportal del Instituto Geográfico Militar del Ecuador (IGM, 2014), posteriormente fue cargado en la plataforma Google Earth Engine (GEE), donde sirvió como límite espacial para la selección de imágenes satelitales, procesamiento de índices espectrales y la generación de los mapas de clasificación correspondientes.

El diseño para analizar los cambios en la cobertura del manglar a lo largo del tiempo y relacionarlos con las políticas de conservación implementadas, se detallan en el siguiente flujograma (Figura 2).

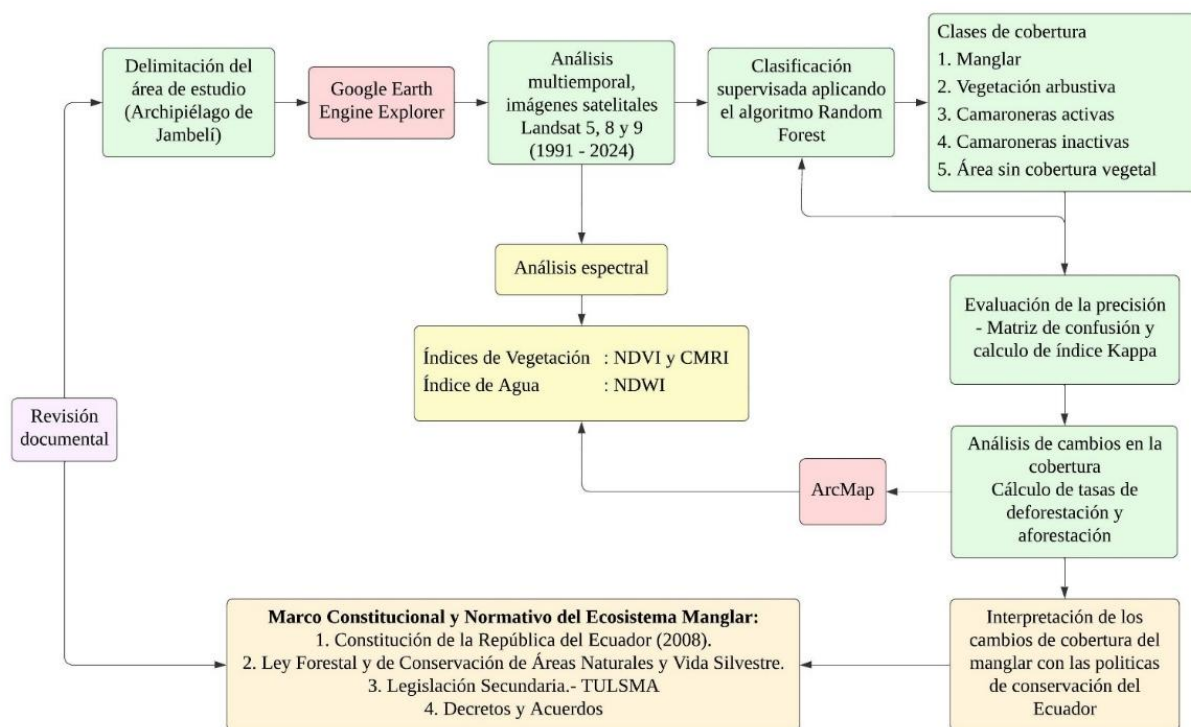


Figura 2. Flujograma de investigación
Fuente: Elaboración propia (2025).

En el análisis multitemporal se utilizaron imágenes satelitales correspondientes a dos periodos: Landsat 5 TM para el año 1991, y una combinación de imágenes de Landsat 8 OLI y Landsat 9 OLI-2 para el año 2024. Estas imágenes fueron seleccionadas dentro del intervalo del 1 de enero al 31 de diciembre de cada año. Con el fin de mejorar la calidad de los datos, se aplicó un enmascaramiento y sombras de nubes utilizando la banda de calidad “QA_PIXEL” mediante la identificación de los bits correspondientes a sombras (bit 4) y nubes (bit 3), lo que permitió excluir píxeles contaminados. Adicionalmente, los valores de reflectancia superficial fueron corregidos utilizando el factor de escala provisto en los metadatos de las imágenes Landsat, lo cual asegura la comparabilidad entre escenas y la correcta aplicación de los índices espectrales. Una vez procesadas, se generó una composición mediana anual de todas las imágenes mensuales de cada año de estudio, con el propósito de reducir la variabilidad interanual y eliminar valores atípicos.

En la clasificación de coberturas se empleó un enfoque supervisado utilizando el algoritmo Random Forest (RF), implementado directamente en la plataforma GEE. La clasificación se basó en un conjunto de datos de entrenamiento compuesto por puntos de muestreo referenciados

geográficamente, definidos a partir de cinco clases de cobertura: i) manglar (MGL), ii) vegetación arbustiva (VEA), iii) camaroneras activas (CAM-A), iv) camaroneras inactivas (CAM-I) y v) área sin cobertura vegetal (SCV). Se seleccionaron 20 puntos de entrenamiento para cada clase, asegurando una distribución representativa en toda el área de estudio. Los datos fueron divididos aleatoriamente en 70% entrenamiento y 30% validación, asegurando así la robustez del modelo. Además, se aplicó una revisión visual mediante combinaciones RGB (3, 2, 1) Landsat 5 y (4, 3, 2) Landsat 8/9, para caracterizar espectralmente las coberturas y apoyar el proceso de etiquetado de clases (Perea-Ardila et al., 2021). Esta verificación permitió afinar la interpretación de las firmas espectrales asociadas a los manglares y minimizar posibles errores de clasificación.

Evaluación de la precisión

La calidad de la clasificación fue evaluada mediante la aplicación del modelo entrenado a los datos reservados para validación (30% del total). Se generó una matriz de confusión, a partir de la cual se calcularon dos métricas clave: la precisión global (overall accuracy) y el índice Kappa, que mide la concordancia entre la clasificación obtenida y los datos de referencia. La interpretación del índice Kappa se realizó según los rangos propuestos por Landis y Koch (1977), que clasifican el grado de acuerdo en cinco categorías: (Tabla 1).

Tabla 1. Rango de concordancia para el índice Kappa.

Kappa	Interpretación
0 – 0.2	Ínfima concordancia
0.2 – 0.4	Escasa concordancia
0.4 – 0.6	Moderada concordancia
0.6 – 0.8	Buena concordancia
0.8 – 1.0	Muy buena concordancia

Este proceso permitió cuantificar la fiabilidad del modelo Random Forest en la diferenciación de las coberturas del ecosistema manglar, así como validar la consistencia de los puntos de muestreo utilizados. La combinación de precisión general e índice Kappa proporciona una base estadística sólida para la interpretación de los resultados multitemporales.

Análisis de matriz de cambios

Se generó una matriz de tabulación cruzada donde se asignaron códigos a las categorías de usos del suelo, las filas representan las categorías del primer año (t1) y las columnas el segundo año (t2), las áreas que no han sufrido cambios, es decir, se han mantenido entre t1 y t2 están representadas diagonalmente, mientras que las que están fuera de la diagonal corresponden a las transiciones (Castillo et al., 2022). En la tabla 2, se muestra un ejemplo de la matriz propuesta por Pontius et al. (2004).

Tabla 2. Matriz de tabulación cruzada o Pontius

		Año (t2)					Total (t1)	Pérdida
		Categoría 1	Categoría 2	Categoría 3	Categoría 4	Categoría 5		
Año (t1)	Categoría 1	P11	P12	P13	P14	P15	P1+	P1+ – P11
	Categoría 2	P21	P22	P23	P24	P25	P2+	P2+ – P22

Categoría 3	P31	P32	P33	P34	P35	P3+	P3+ – P33
Categoría 4	P41	P42	P43	P44	P45	P4+	P4+ – P44
Categoría 5	P51	P52	P53	P54	P55	P5+	P5+ – P55
Total (t2)	P+1	P+2	P+3	P+4	P+5	1	
Ganancia	P+1 – P11	P+2 – P22	P+3 – P33	P+4 – P44	P+5 – P55		

Fuente: (Pontius Jr., Shusas y McEachern, 2004)

A partir de la matriz de tabulación cruzada, se calculan indicadores que permiten medir las ganancias, pérdidas, total, y los intercambios entre las distintas categorías del suelo definidas para el período de estudio (Cantarelo 2023).

Para la estimación de la pérdida y regeneración de la cobertura del manglar, se utilizó como insumos los datos obtenidos en la matriz de cambio, considerando las transiciones de cambio de bosque a las otras coberturas y con respecto a la regeneración de otras coberturas a bosque. Para este análisis se utilizó los indicadores propuestos por el Ministerio de Ambiente del Ecuador (MAE), tal como se detalla en la tabla 3:

Tabla 3. Indicadores de pérdida y ganancia de la cobertura forestal.

Indicadores	Descripción
Deforestación total	suma de todas las coberturas que cambiaron de bosque a otra clase.
Deforestación bruta anual promedio	$= \frac{\text{deforestación total}}{\text{número de años}}$
Tasa de deforestación bruta media anual	$q = \left(\frac{A_2}{A_1}\right)^{1/(t_2-t_1)}$ Donde A2 y A1 son las áreas de bosque en la fecha final (t2) e inicial (t1), respectivamente.
Regeneración total	suma de todas las coberturas que cambiaron de una clase a bosque
Regeneración anual promedio	$= \frac{\text{regeneración total}}{\text{número de años}}$
Deforestación neta anual promedio	= deforestación bruta anual promedio – regeneración anual promedio

Fuente: (MAE, 2017)

Análisis de Índices espectrales

Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI)

El Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) ha sido utilizado para el monitoreo de los bosques de manglar y posee un rango de medición de -1 a +1, donde los valores entre 0,2 y 0,4 corresponden a zonas con vegetación escasa, la vegetación moderada tiende a variar entre 0,4 y 0,6, mientras que cualquier valor por encima de 0,6 indica la mayor densidad posible de hojas verdes (Earth Observing System, 2020). La ecuación utilizada de (Rouse et al., 1974) y se aplicó para los años de estudio 1991 (ecuación 1), y 2024 (ecuación 2).

$$\text{NDVI} = (\text{banda } 4 - \text{banda } 5) / (\text{banda } 4 + \text{banda } 5) \quad \text{ecuación (1)}$$

$$\text{NDVI} = (\text{banda } 5 - \text{banda } 4) / (\text{banda } 5 + \text{banda } 4) \quad \text{ecuación (2)}$$

Donde; ecuación 1 (banda 4, representa el NIR infrarrojo y banda 3, la banda roja) y la ecuación 2 (banda 5, representa el NIR infrarrojo y banda 4, la banda roja).

Índice de Diferencia Normalizada de Agua (NDWI)

La fórmula propuesta por McFeeters (1996), se utiliza principalmente para detectar cuerpos de agua superficiales usando imágenes satelitales. El valor de este índice varía entre -1 y 1. Los valores menores a 0 se asocian a superficies brillantes sin presencia de agua, los valores mayores a 0 indican la presencia de cuerpos de agua; en cuanto más cercano a 1 es el valor, mayor es el contenido o la presencia de agua en la superficie (Lozano y Pavón, 2024). Se aplicó para los años de estudio 1991 (ecuación 1), y 2024 (ecuación 2).

$$\text{NDWI} = (\text{banda } 2 - \text{banda } 4) / (\text{banda } 2 + \text{banda } 4) \quad \text{ecuación (1)}$$

$$\text{NDWI} = (\text{banda } 3 - \text{banda } 5) / (\text{banda } 3 + \text{banda } 5) \quad \text{ecuación (2)}$$

Donde; ecuación 1 (banda 2, representa banda verde y banda 4, la banda infrarrojo cercano) y la ecuación 2 (banda 3, representa banda verde y banda 5, la banda infrarrojo cercano).

Índice Combinado de Reconocimiento de Manglares (CMRI)

Este índice se lo realizó en base a lo descrito por Gupta et al. (2018), diseñado para identificar con mayor precisión los bosques de manglar en comparación a otros índices. Su característica principal es la diferencia entre el NDVI y NDWI, lo que facilita la detección de estos ecosistemas al incorporar el contenido de humedad de la vegetación. El CMRI tiene un rango de medición de -2 a +2, donde los valores positivos indican la presencia de bosques de manglar y sus valores negativos indican una baja probabilidad o ausencia de cobertura de manglar en las áreas analizadas (Ardila et al., 2021).

$$\text{CMRI} = (\text{NDVI} - \text{NDWI})$$

Análisis relacional de las políticas de conservación con los cambios de la cobertura de manglar

Desde una perspectiva teórica, las políticas públicas deben entenderse como parte de un sistema interdependiente compuesto por tres dimensiones: los sujetos sociales a quienes se dirigen, las instituciones estatales que las diseñan y ejecutan, y el espacio de interacción donde se negocian intereses y tensiones entre ambos actores (Morocho et al., 2022). Esta visión permite analizar las políticas como procesos dinámicos y contextuales, más allá de una simple acción gubernamental.

Con base en ello, este análisis adoptará un enfoque relacional para vincular los cambios en la cobertura de manglar y los índices espectrales registrados entre 1991 y 2024 con la implementación de instrumentos normativos y programas como la Constitución del Ecuador, la Ley Forestal y de Conservación de Áreas Naturales y Vida Silvestre, los AUSCEM, el Plan de Conservación de Manglares (2019), y los programas como Socio Manglar, REDD+, entre otros.

Se elaborará una línea de tiempo que integre la cronología y el alcance de estas políticas, comparándola con los cambios espaciales en el ecosistema de manglar. Esta superposición permitirá identificar correlaciones entre la acción pública y la dinámica de cobertura, aportando evidencia empírica y visual sobre el impacto de las políticas ambientales en zonas costeras estratégicas.

Resultados

Cambios de cobertura del manglar

La estadística entre los años 1991 y 2024 (Tabla 4) evidencia cambios significativos en el uso del suelo en el Archipiélago de Jambelí. La cobertura de manglar muestra una leve ganancia neta de 279.97 ha, lo que representa un incremento marginal del 3.23% respecto al total del área. En contraste, se observa una expansión notable de las camaroneras activas, que aumentaron en 2,179.55 ha, consolidándose como la cobertura de mayor crecimiento en el periodo analizado. Paralelamente, las camaroneras inactivas disminuyeron considerablemente en 1,492.86 ha, lo que podría indicar una transición hacia uso productivo o abandono. La vegetación arbustiva presentó una fuerte reducción de 863.72 ha, evidenciando una pérdida significativa de cobertura secundaria.

Las áreas sin cobertura vegetal se mantuvieron casi relativamente estables, con una disminución menor de 94.69 ha.

Tabla 4. Cambio superficial de las coberturas del uso de suelo por año

Coberturas	1991		2024		Cambio Neta (ha)
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	
Vegetación Arbustiva	1176.01	1.47	312.28	0.39	-863.72
Manglar	8663.38	10.86	8943.35	11.21	279.97
Camaroneras Activas	6758.93	8.47	8932.48	11.19	2173.55
Camaroneras Inactivas	1790.68	2.24	297.83	0.37	-1492.86
Sin Cobertura Vegetal	6245.90	7.83	6151.21	7.71	-94.69

El análisis espacial (Figura 3), demuestra que en el año 1991, la cobertura de manglar se encontraba ampliamente distribuida a lo largo de los principales canales del archipiélago, aunque con evidencia de fragmentación en ciertas áreas costeras. Para 2024, se observó una disminución de áreas continuas de manglar, acompañada de un aumento de áreas clasificadas como camaroneras activas y camaroneras sin uso.

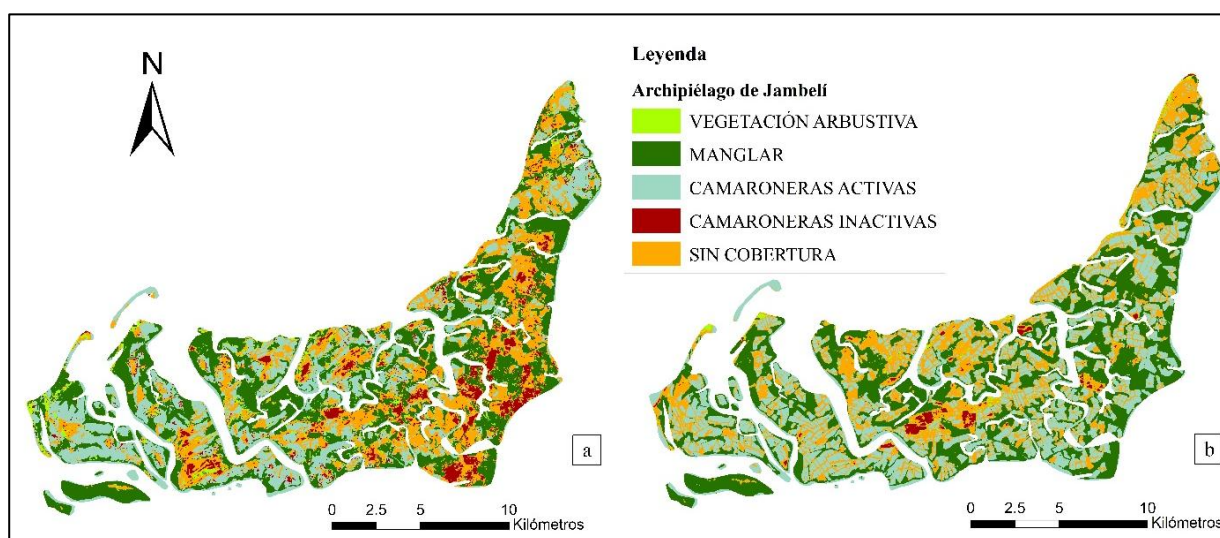


Figura 3. Clasificación de coberturas de los años 1991(a) – 2024(b)

La clasificación supervisada mediante el algoritmo Random Forest (Tabla 5), mostró una precisión general superior al 85% para ambos años, con un índice Kappa de 0,82 en 1991 y de 0,88 en 2024, lo que indica una concordancia muy buena según Landis y Koch (1977).

Tabla 5. Grado de precisión global e índice Kappa.

Periodo	Precisión Global	Kappa
1991	0.82	0.74
2024	0.9	0.88

Entre 1991 y 2024, el Archipiélago de Jambelí experimentó cambios significativos en el uso del suelo. Las mayores pérdidas se registraron en áreas sin cobertura vegetal (−3,617.43 ha, 32.94%), camaroneras activas (−2,634.87 ha, 23.99%), manglar (−1,868.52 ha, 17.02%), camaroneras inactivas (−1,754.35 ha, 15.98%) y vegetación arbustiva (−1,106.43 ha, 10.08%). Estas cifras muestran la presión sobre ecosistemas naturales y zonas en desuso, en cuanto a ganancias, destacan las camaroneras activas 4,805.27 ha, áreas sin cobertura 3,521.87 ha y manglar 2,140.83 ha, evidenciando un proceso de expansión acuícola y regeneración parcial del manglar. La matriz de cambios confirma una conversión predominante de coberturas naturales a usos productivos, con una pérdida neta superior a 10,981 ha (Tabla 6).

Tabla 6. Matriz de cambios de coberturas y uso de suelo en ha.

		2024					
1991	Coberturas	VEA	MGL	CAM-A	CAM-I	SCV	Pérdida
	VEA	58.94	344.87	311.80	16.75	433.01	1,165.37
	MGL	62.15	6,771.24	1,051.01	42.56	712.78	8,639.76
	CAM-A	16.73	716.55	4,097.53	110.33	1,791.26	6,732.39
	CAM-I	34.65	307.97	826.92	33.10	584.81	1,787.45
	SCV	136.05	771.45	2,615.52	94.41	2,616.19	6,233.62
	Total	308.51	8,912.07	8,902.80	297.15	6138.06	
	Ganancia	249.57	2,140.83	4,805.27	264.05	3,521.87	

En la figura 4, en los 33 años, la deforestación total acumulada alcanzó las 1,868.52 ha, lo que representa una deforestación bruta anual promedio de 56,622 ha/año. Esto se traduce en una tasa de deforestación bruta media anual de 0.0951%, lo que indica un ritmo relativamente bajo, pero sostenido de pérdida de cobertura. En contraste con la pérdida, también se observó un proceso de recuperación. La regeneración total registrada fue de 2,141 ha/año, a lo que se suma una regeneración natural promedio anual de 65 ha/año. Esto muestra esfuerzos o procesos naturales de recuperación de cobertura vegetal.

El balance neto entre deforestación y regeneración da como resultado una deforestación neta anual promedio negativa (−8 ha/año). Este valor indica que, en promedio, la cobertura vegetal aumentó ligeramente durante el período, es decir, se logró una ganancia neta de cobertura forestal.

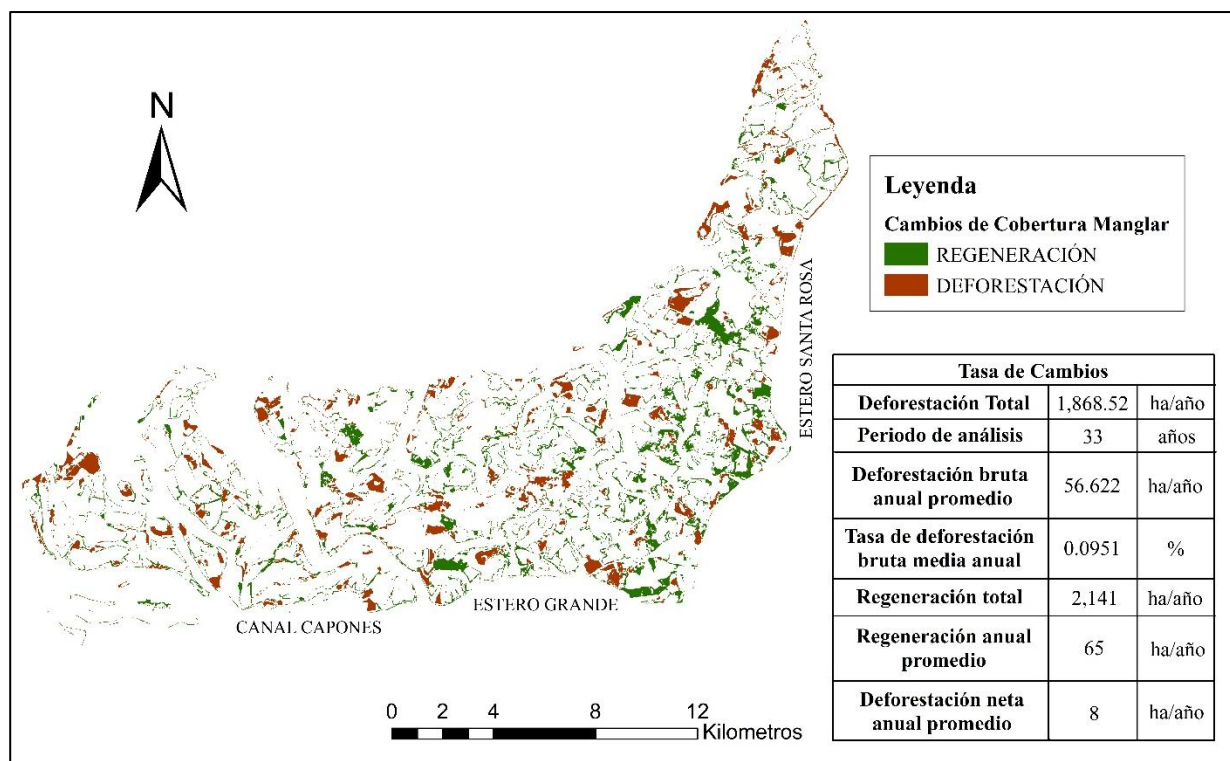


Figura 4. Mapa de regeneración, deforestación y tasa de cambio del Archipiélago de Jambelí

Análisis de los índices de vegetación y humedad

En 1991, el análisis del NDVI mostró valores entre 0.2 y 0.6, indicando cobertura vegetal moderada a alta, especialmente en manglares conservados. Zonas con valores bajos o cercanos a cero señalaron suelos desnudos o áreas alteradas. El NDWI varió de -0.59 a 0.60 : valores altos (>0.26) identificaron camaroneras activas con alta humedad en el noreste y suroeste del archipiélago; valores medios (-0.11 a 0.26), camaroneras inactivas con humedad intermitente; y valores bajos (≤ -0.11), manglares densos con alta absorción de NIR. El CMRI presentó un rango amplio de -1.07 a 1.28 , reflejando la diversidad estructural y ecológica del ecosistema en ese periodo (Figura 5).

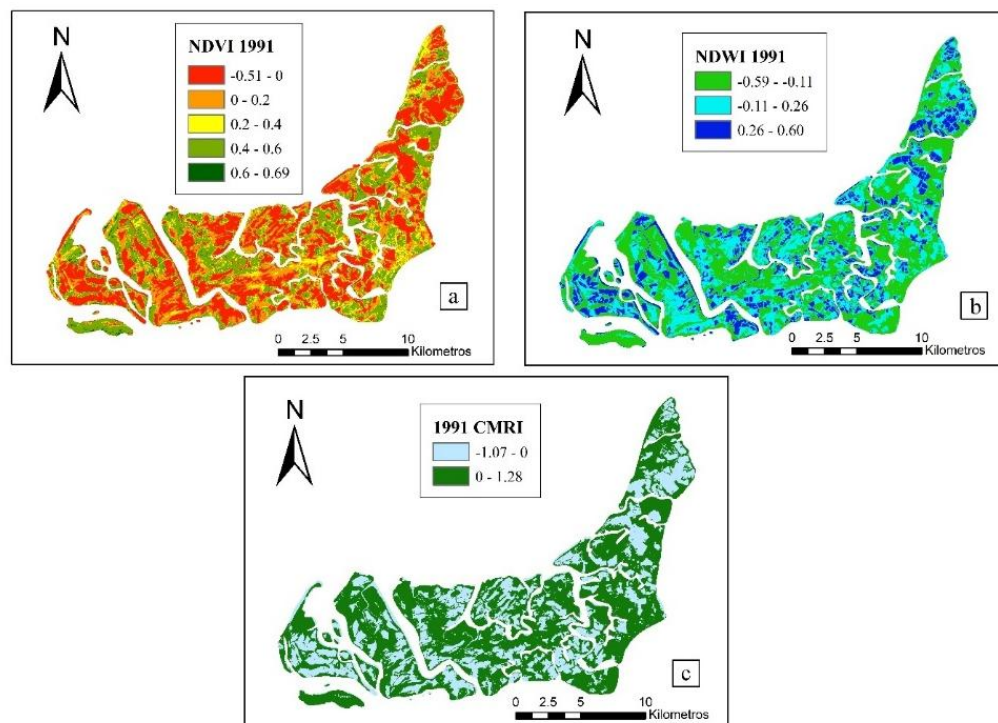


Figura 5. Índice de Vegetación del año 1991 – NDVI (a), NDWI (b) y CMRI (c)

En 2024, el NDVI del Archipiélago de Jambelí mantuvo un promedio elevado de 0.65, con mayor concentración espacial de áreas >0.6 , lo que sugiere regeneración vegetal en zonas antes degradadas. El NDWI varió entre -0.46 y 0.22 , evidenciando una reducción general del contenido hídrico respecto a 1991. Las camaroneras activas presentan valores altos (0.06 – 0.22), indicando humedad constante; las inactivas muestran valores medios (-0.17 a 0.06), asociadas a humedad intermitente. Valores negativos (<-0.17) corresponden a manglares densos, aunque con menor superficie húmeda. El CMRI se redujo drásticamente (-0.37 a 0.1), sin valores >0.3 , lo que indica una leve expansión del manglar, pero con deterioro en su calidad ecológica respecto a 1991 (Figura 6).

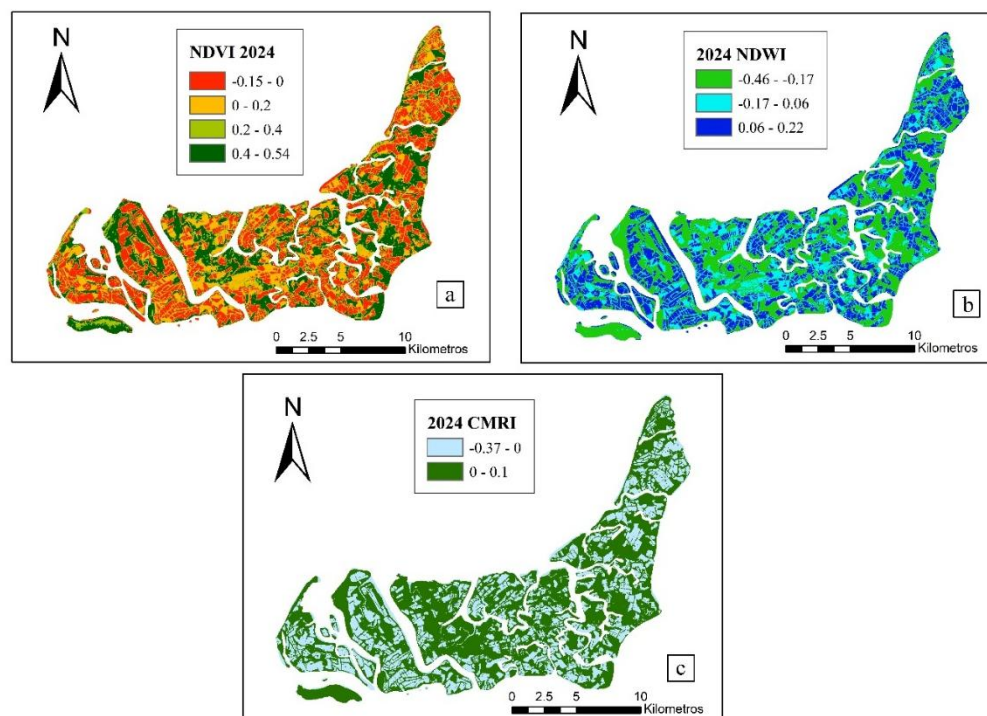


Figura 6. Índice de Vegetación del año 2024 – NDVI (a), NDWI (b) y CMRI (c)

Análisis de las políticas de conservación con los cambios de la cobertura de manglar normativo

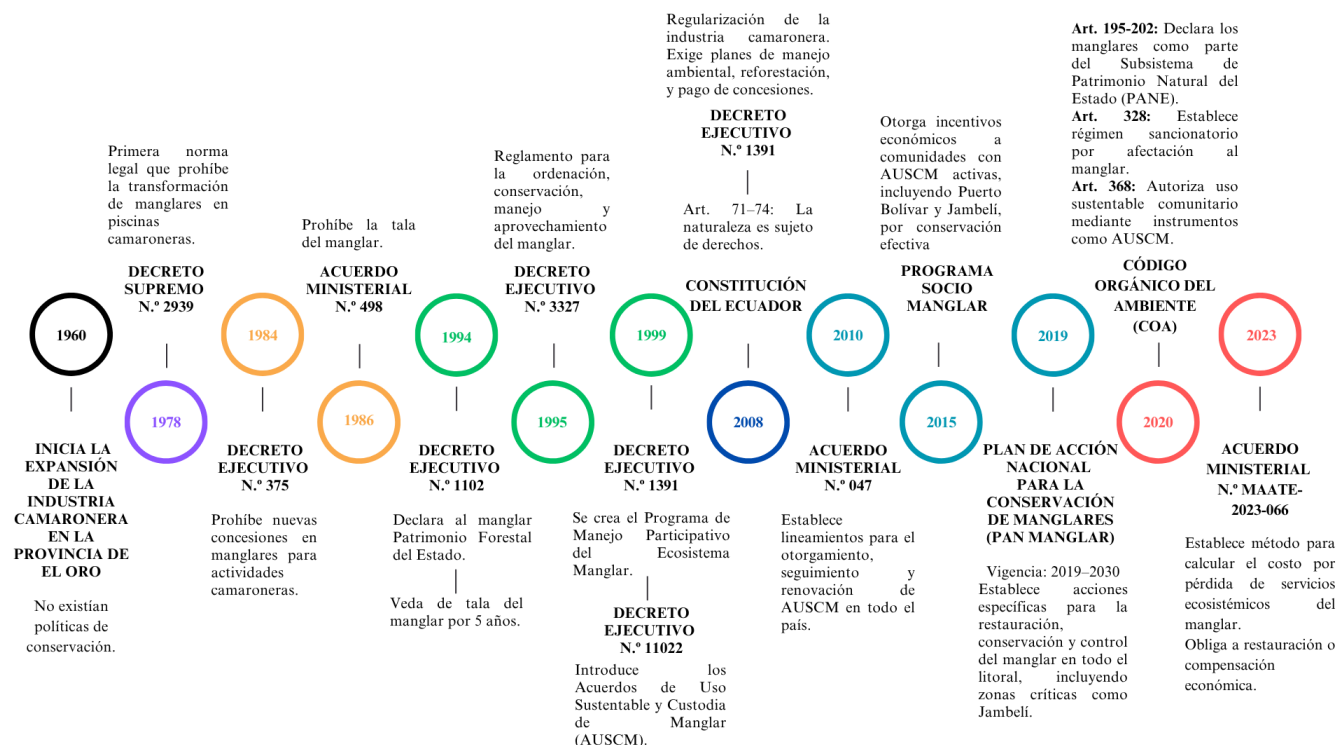


Figura 7. Línea de tiempo - Política del manglar en Ecuador y Jambelí

Desde 1960 hasta 2024, se evidencia una transición desde la expansión descontrolada de la industria camaronera hacia un enfoque legal más estructurado y sostenible. En 1978, el Decreto Supremo N.º 2939 marcó el inicio de las restricciones, al prohibir la transformación de manglares en piscinas camaroneras. En 1981, la Ley Forestal y de Conservación de Áreas Naturales y Vida Silvestre (Ley 74) sentó las bases legales para la protección del patrimonio forestal. Posteriormente, el Decreto Ejecutivo N.º 375 (1984) y el Acuerdo Ministerial N.º 498 (1986) reforzaron la protección al impedir nuevas concesiones camaroneras y la tala del manglar.

Durante los años noventa, el Decreto Ejecutivo N.º 1102 (1994) declaró al manglar como Patrimonio Forestal del Estado y el Decreto N.º 3327 (1995) reguló su conservación y aprovechamiento. En 1999, el Decreto N.º 1391 estableció el Programa de Manejo Participativo del Ecosistema Manglar, dando paso a los Acuerdos de Uso Sustentable y Custodia del Manglar (AUSCM). En 2000, el Acuerdo Ministerial N.º 172 formalizó el instructivo para el otorgamiento de los AUSCM a comunidades ancestrales. Luego, la Constitución de 2008 reconoció por primera vez a la naturaleza como sujeto de derechos, fortaleciendo el enfoque ecológico. En 2010, se implementó el programa Socio Manglar, ampliado en 2014 con el Acuerdo Ministerial N.º 1982, integrando los manglares al sistema de incentivos del programa Socio Bosque.

En 2015 se aprobó el Plan de Acción Nacional para la Conservación de Manglares (PAN Manglar), con vigencia hasta 2030. En 2019, el Código Orgánico del Ambiente (COA) incluyó a los manglares dentro del Subsistema de Patrimonio Natural del Estado. Finalmente, el Acuerdo Ministerial MAATE-2023-066 estableció un método de valoración económica por pérdida de servicios ecosistémicos del manglar, promoviendo su restauración o compensación (Figura 7).

Hasta 2025, las comunidades del Archipiélago de Jambelí, que han asumido la custodia legal del manglar desde inicios de los 2000, han sido actores clave en la implementación de estas políticas, contribuyendo a la recuperación paulatina de la cobertura de manglar.

Discusión

El manglar en el archipiélago de Jambelí ha experimentado una significativa reducción, pasando de 12,522.44 ha. en 1985 a 6,921.93 ha. en 1997 (Stalin, 2019). No obstante, el análisis multitemporal revela una pérdida acumulada de 1,868.52 hectáreas de manglar, asociada al crecimiento de 4,805.27 hectáreas de camaroneras activas, lo que evidencia que las concesiones no garantizaron la conservación ecológica de estos ecosistemas.

Entre 1997 y 2003, el cultivo de camarón en Ecuador fue afectado por dos enfermedades principales (Síndrome de Taura y Mancha Blanca), lo que llevó al abandono de varias camaroneras y facilitó una regeneración natural del manglar (Veuthey y Francois, 2012). La matriz de cambio refleja que el manglar fue reemplazado principalmente por infraestructura acuícola, mientras que la regeneración se concentró en áreas previamente deforestadas o en camaroneras abandonadas. Esta dinámica coincide con lo reportado por Morocho et al. (2022), quienes registraron una pérdida de 2,583.62 hectáreas de manglar entre 1990 y 2018, atribuida a una tasa de deforestación del 11%, superior a la tasa de regeneración del 7%.

El marco legal, como el Decreto 1102 (1994) y los Acuerdos AUSCEM (1999), permitió gestionar más de 52,000 ha de manglar hasta 2015 (Rodríguez, 2018). Walters et al. (2008) destacan este modelo como innovador. No obstante, el aumento de camaroneras activas (4,805.27 ha) y áreas sin cobertura (3,521.87 ha) superó la ganancia neta de manglar (279.97 ha).

Entre 1991 y 2024, se registró una regeneración natural de 65 ha/año, vinculada a políticas como el programa Socio Manglar (2010), que para 2016 cubría 40,000 ha y beneficiaba a 1,200 familias (Orellana et al., 2018). A pesar de ello, en Jambelí se observó una deforestación neta

negativa (−8 ha/año), aunque persisten amenazas en zonas no concesionadas o con gobernanza débil. La regeneración en áreas degradadas sugiere oportunidades para estrategias de restauración activa, como propone el Acuerdo MAATE-2023-066 (MAATE, 2023).

Relación entre normativas, uso del suelo e índices espectrales

El análisis multitemporal (1991-2024) en Jambelí revela una discrepancia entre la cobertura vegetal aparente (NDVI) y la calidad ecológica real del manglar. El NDVI mostró una recuperación moderada, pasando de 0.2-0.6 en 1991 a un promedio de 0.65 en 2024. Sin embargo, estudios como los de Rahman et al. (2013) en el delta del Ganges advierten que valores elevados de NDVI no siempre indican mejoras ecológicas, ya que pueden ocultar alteraciones estructurales o cambios en factores como salinidad, humedad y dinámica de mareas, los cuales afectan la reflectancia espectral (Lagomasino et al., 2019). Esta dinámica sugiere que, aunque la cobertura vegetal aumentó, la calidad del bosque podría no haberse recuperado proporcionalmente.

Por otro lado, el NDWI disminuyó drásticamente de 0.6 (1991) a 0.22 (2024), evidenciando una pérdida crítica de humedad superficial, especialmente en manglares y camaroneras abandonadas. Esta reducción se vincula a la alteración hidrológica causada por infraestructura camaronera, que bloqueó el flujo mareal y desconectó estuarios de zonas intermareales (Lozano & Pavón, 2024).

En 1991, el CMRI mostró un rango entre −1.07 y 1.28, reflejando ecosistemas con diversidad estructural y funcionalidad activa. En contraste, para 2024 el rango se redujo dramáticamente entre −0.37 y 0.1, lo que indica un deterioro en la calidad ecológica, incluso en áreas con ganancia neta de cobertura. Este comportamiento confirma lo observado en otros países tropicales, como Colombia e India, donde estudios con CMRI han detectado manglares degradados, de baja complejidad ecológica, que no serían visibles a través de análisis convencionales de cobertura (Gupta et al., 2018; Ardila et al., 2021).

Zamora et al. (2024) menciona que, no todo crecimiento en superficie implica un beneficio ecológico real, puede tratarse de áreas degradadas con baja biodiversidad, estructura simplificada o escasa conectividad hidrológica. Este hallazgo es consistente con otros estudios que cuestionan la validez de usar únicamente la extensión de cobertura como indicador de éxito en conservación. Según Ardila et al. (2021), valores bajos de CMRI están asociados a manglares en etapa de regeneración temprana, con baja densidad foliar, suelos compactados y escasa biodiversidad. Esto coincide con los resultados obtenidos en Jambelí, donde el rebrote observado no parece estar respaldado por procesos de restauración activa, sino más bien por la renaturalización espontánea sobre camaroneras abandonadas.

Por otra parte, es relevante considerar el componente geomorfológico. Moity et al. (2019) sostienen que el crecimiento de la cobertura vegetal de manglar es inversamente proporcional a la edad geológica del territorio. En regiones más antiguas y sedimentadas como Jambelí, la regeneración es más lenta, incluso cuando las condiciones climáticas y legales sean similares. Esto podría explicar, en parte, por qué las ganancias en cobertura no se traducen en una mejora significativa en los índices de calidad. Esta combinación refuerza la hipótesis de que el aumento en cobertura bruta no representa una mejora ecológica auténtica, sino más bien un fenómeno de ocupación superficial, posiblemente sin recuperación de funcionalidad.

En respuesta a la degradación ambiental, desde 2020 se han implementado políticas como el proyecto “Manglares para el Clima”, liderado por Conservation International, que en 2024 logró financiamiento para restaurar 4,850 ha de manglar y beneficiar directamente a más de 89,600 personas en comunidades costeras (Conservation International, 2024). Si bien esta iniciativa

representa un avance significativo en restauración, su implementación aún no ha alcanzado plenamente áreas críticas como Jambelí, donde las tasas de conversión siguen siendo elevadas. Asimismo, en 2024 se firmaron nueve nuevos Acuerdos de Uso Sostenible y Custodia del Ecosistema de Manglar (AUSCEM) que suman más de 20,000 ha a nivel nacional, reforzando el modelo de gestión comunitaria del recurso (Medina, 2024).

El análisis de Jambelí hasta 2024 demuestra que, aunque se han logrado ciertos avances en la regeneración y en la formalización del manejo comunitario del manglar, la expansión intensiva de la acuicultura continúa siendo la principal amenaza. La regeneración observada, aunque positiva, no ha sido suficiente para revertir la pérdida acumulada, y pone en evidencia la necesidad de fortalecer las políticas existentes, garantizar su cumplimiento y ampliar su alcance en zonas de alta presión.

Puede afirmarse que las políticas de conservación implementadas durante el periodo de estudio han contribuido parcialmente a frenar la pérdida de manglar, pero su impacto ha sido desigual en el territorio. Si bien instrumentos como los AUSCEM, Socio Manglar y la declaratoria del manglar como patrimonio forestal del Estado han permitido avances, aún existen vacíos de fiscalización, participación local y continuidad con los programas. Se hace necesario fortalecer estrategias de largo plazo que integren los pagos por servicios ambientales (PSA) como mecanismos de sostenibilidad, orientados no solo a compensaciones económicas, sino también a beneficios sociales directos en las comunidades. Estos incentivos deben ser gestionados con enfoque territorial, reconociendo el rol de las comunidades como aliadas fundamentales en la conservación del manglar. Solo así será posible consolidar una restauración ecológica efectiva, sustentada tanto en la recuperación física del ecosistema como en la corresponsabilidad social (González, 2020; Duque Marín, 2023; Cortez & Peña, 2023).

Conclusiones

El análisis multitemporal de la cobertura manglar en el Archipiélago de Jambelí, entre los años 1991 y 2024, evidencia que, a pesar de la gran expansión camaronera, se ha logrado una leve recuperación neta del bosque de manglar, con una ganancia de 279,97 ha (0,35%). Sin embargo, esta recuperación fue precedida por una pérdida significativa de 1.868,52 ha. Este hallazgo sugiere que las políticas de conservación que se han implementado a lo largo de los años en el país, han tenido impactos positivos, aunque aún limitados en términos de extensión.

Los resultados de los índices espectrales NDVI, NDWI y CMRI indican que, si bien la cobertura vegetal se ha mantenido estable e incluso incrementado ligeramente, su estado ecológico ha disminuido. Esta reducción en vigor y humedad se manifiesta en la caída de los valores del índice CMRI en 2024, revelando una regeneración estructural parcial, pero no una recuperación funcional completa del ecosistema.

La implementación de instrumentos como los Acuerdos de Uso Sustentable y Custodia del Manglar (AUSCM), el Programa Socio Manglar, el PAN Manglares y la normativa ambiental vigente, han contribuido a contener el avance de la deforestación, especialmente desde el año 2000, obteniendo un impacto positivo en la estabilización y leve recuperación de la cobertura del manglar. Sin embargo, la eficacia de estas políticas ha sido parcial, limitada por la expansión sostenida de camaroneras activas. No obstante, se requiere una articulación más efectiva entre incentivos comunitarios, normativas, y control territorial, para fortalecer los procesos de restauración ecológica integrales y prolongados.

Referencias bibliográficas

- Ardila, M. A. P., Villamil, J. L., & Barrero, F. O. (2021). Caracterización espectral y monitoreo de bosques de manglar con Teledetección en el litoral Pacífico colombiano: Bajo Baudó, Chocó. *La Granja*, 34(2), 27-44. <https://doi.org/10.17163/lgr.n34.2021.02>
- Ávila, D. D., Curbelo, E. A., Madrigal-Roca, L. J., & Pérez-Lanyau, R. D. (2020). Variación espacio-temporal de la respuesta espectral en manglares de La Habana, Cuba, evaluada con sensores remotos. *Biología Tropical*, 68(1): 321-335.
- Bunting, P.; Rosenqvist, A.; Hilarides, L.; Lucas, R.M.; Thomas, N.; Tadono, T.; Worthington, T.A.; Spalding, M.; Murray, N.J.; Rebelo, L.-M. Global Mangrove Extent Change 1996–2020: Global Mangrove Watch Version 3.0. *Remote Sens.* 2022, 14, 3657. <https://doi.org/10.3390/rs14153657>
- Cantarelo, Clara. 2023. «Cambios de Usos del Suelo En la Cuenca Baja del Río Luján (Provincia de Buenos Aires) Entre 1990 y 2020. Aplicación Con Sistemas de Información Geográfica». *Huellas* 27(2):29-43. <https://doi.org/10.19137/huellas-2023-2714>
- Castillo Figueroa, José Eduardo, Joselyn Ariana Ramos Hidalgo, y Jaime Enrique Maza Maza. 2022. «Análisis y Prospectiva Del Cambio de Cobertura y Uso Del Suelo En La Ciudad de Machala». *Revista Científica Agroecosistemas* 10(3), 219–227.
- Cortez, A., & Peña, M. (2022). Pagos por servicios ambientales: herramientas para conservar manglares en el contexto ecuatoriano. *Revista Agricultura, Medio Ambiente y Sociedad*, 1(1), 1–20. <https://revistas.unesum.edu.ec/agricultura/index.php/ojs/article/view/5/16>
- de Jambelí, G. A. D. P. (2020). Actualización del Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial de la Parroquia rural Jambelí. https://jambeli.gob.ec/images/cuentas2021/PDyOT_JAMBEL%C3%8D_DEFINITIVO.pdf
- Rodríguez Crespo, G. C., Aguirre León, G. A., & Chiriboga Calderón, F. G. (2016). La gestión ambiental empresarial, su función frente a los cambios climáticos globales. *Camaroneras*, caso: manglares de Ecuador. *Universidad y Sociedad*, 8(3), 43–50.
- Duque Marín, R. G. (2023). Análisis jurídico sobre la implementación de políticas públicas en la conservación de manglares. *Revista Científica Pedagógica Innovación*, 12(1). <https://incyt.upse.edu.ec/pedagogia/revistas/index.php/rcpi/article/view/761/656>
- Goldberg, L., Lagomasino, D., Thomas, N., and Fatoyinbo, T. (2020). Global decline in human-driven mangrove loss. *Glob Change Biol.* 26:58445855. doi: 10.1111/gcb.15275
- González, G. (2020). Gobernanza participativa para manglares en Ecuador. *Madera y Bosques*, 30(Spe), e3042612. <https://www.scielo.org.mx/pdf/mb/v30nspe/2448-7597-mb-30-spe-e3042612.pdf>
- Gupta, K., Mukhopadhyay, A., Giri, S., Chanda, A., Majumdar, S. D., Samanta, S., Mitra, D., Samal, R. N., Pattnaik, A. K., & Hazra, S. (2018). An index for discrimination of mangroves from non-mangroves using LANDSAT 8 OLI imagery. *MethodsX*, 5, 1129-1139. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2018.09.011>
- Kulkarni Prasad, Kulkarni Shraddha and Aphale Priti (2023) Systematic Study of Carbon Sequestration of Mangrove forests at Raigad District Coast, Maharashtra, India., *Journal of Global Resources*, Vol. 09 (01)

- Lagomasino, D., Fatoyinbo, T., Lee, S., Feliciano, E., Trettin, C., Shapiro, A., & Mangora, M. M. (2019). Measuring mangrove carbon loss and gain in deltas. *Environmental Research Letters*, 14(2), 025002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaf0de>
- Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). An application of hierarchical kappa-type statistics in the assessment of majority agreement among multiple observers. *Biometrics*, 33(2), 363–374. <https://doi.org/10.2307/2529786>
- Lozano, R. H., & Pavón, N. (2024). Índices para el monitoreo de cuerpos de agua usando sensores remotos. *Acta Universitaria*, 34, 1-19. <https://doi.org/10.15174/au.2024.3814>
- MAATE (2023). Acuerdo Ministerial MAATE-2023-066.
- MAE - Ministerio del Ambiente del Ecuador, (2017). Deforestación del Ecuador continental periodo 2014-2016. Quito - Ecuador.
- McFeeters, S. K. (1996). The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. *International Journal of Remote Sensing*, 17(7), 1425–1432. <https://doi.org/10.1080/01431169608948714>
- Medina, P. (2024). Nueve Acuerdos de Uso Sostenible y Custodia de Manglar se han suscrito en 2024. <https://ecuadorenvivo.com/blog/2024/03/20/nueve-acuerdos-de-uso-sostenible-y-custodia-de-manglar-se-han-suscrito-en-2024/>
- Ministerio Del Ambiente De Ecuador. 2016. Bosques para el Buen Vivir - Plan de Acción REDD+ Ecuador (2016-2025). Quito, Ecuador.
- Moity, N., Delgado, B., & Salinas-De-León, P. (2019). Mangroves in the Galapagos islands: Distribution and dynamics. *PLoS ONE*, 14(1), e0209313. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0209313>
- Morocho, R., González, I., Ferreira, T. O., & Otero, X. L. (2022). Mangrove Forests in Ecuador: A Two-Decade Analysis. *Forests*, 13(5), 656. <https://doi.org/10.3390/f13050656>
- Orellana, Y., Viteri, C., & Albán, M. (2018). Evaluación rápida de las condiciones para la implementación de las cuentas Ecosistémicas experimentales de Manglar en Ecuador. *Par-Manglares*. https://www.parmanglares.net/images/docs/informes/Informe_cuentas_ambientales_Ecuador_OCT2018.pdf
- Perea-Ardila, M. A., & Murillo-Sandoval, P. J. (2024). Comparison of vegetation indices based on satellite images for the identification of mangrove forests in Colombia. *Madera y Bosques*, 30(4). <https://doi.org/10.21829/myb.2024.3042600>
- Pontius, R., Shusas, E., y McEachern, M. (2004). Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 101, 251-268. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.09.008>.
- Quigley, John H. 2024. Remote SensingBased Monitoring Networks for the Next Generation of Energy and Environmental Policymaking.
- Rahman, A. F., Dragoni, D., Didan, K., Barreto-Munoz, A., & Hutabarat, J. A. (2013). Detecting large scale conversion of mangroves to aquaculture with change point and mixed-pixel analyses of high-fidelity MODIS data. *Remote Sensing Of Environment*, 130, 96-107. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.11.014>

- Rodríguez, M., & Chiriboga, A. (2016). Las camaroneras ecuatorianas: una polémica medioambiental. *Revista Cubana de Ciencias Biológicas*, 5(3), 227–236. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2218-36202016000300020
- Rodríguez, F. V. L. (2018). Mangrove Concessions: An Innovative Strategy for Community Mangrove Conservation in Ecuador. En *Coastal research library* (pp. 557–578). https://doi.org/10.1007/978-3-319-73016-5_25
- Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., & Deering, D. W. (1974). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS (NASA SP-351, Vol. 1, pp. 309–317).
- Stalin, F. A. D. (2019). Análisis multitemporal de la superficie ocupada por la cría de camarón (*Litopenaeus vannamei*) en los manglares del Archipiélago de Jambelí, cantón Santa Rosa, provincia de El Oro, Ecuador. <https://dspace.unl.edu.ec/items/64e1d25e-7b7f-4234-9c3d-e790d817a160>
- Veuthey, S., & Francois, J. (2012). Accumulation by dispossession in coastal Ecuador: Shrimp farming, local resistance and the gender structure of mobilizations. *Elsevier*, 22, 611–622. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2011.10.010>
- Walters, B. B., Rönnbäck, P., Kovacs, J. M., Crona, B., Hussain, S. A., Badola, R., . . . Dahdouh-Guebas, F. (2008). Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany*, 89(2), 220–236. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2008.02.009>
- Zamora et al. (2024). Agenda de investigación para el manejo sustentable del manglar en Tamaulipas, México. *Madera y Bosque*. <https://doi.org/10.21829/myb.2024.3042615>