

Universidad Andina Simón Bolívar

Sede Ecuador

Área de Ambiente y Sustentabilidad

Maestría de Investigación en Cambio Climático, Sustentabilidad y Desarrollo

**Modelamiento predictivo espacio-temporal al año 2030 de la
deforestación en la provincia de Morona Santiago**

Karol Dennise Arellano Pérez

Tutor: Santiago Patricio Bonilla Bedoya

Quito, 2025

Trabajo almacenado en el Repositorio Institucional UASB-DIGITAL con licencia Creative Commons 4.0 Internacional

	Reconocimiento de créditos de la obra	
	No comercial	
	Sin obras derivadas	
Para usar esta obra, deben respetarse los términos de esta licencia		

Cláusula de cesión de derecho de publicación

Yo, Karol Dennise Arellano Pérez, autor de la tesis intitulada “Modelamiento predictivo espacio-temporal al año 2030 de la deforestación en la provincia de Morona Santiago”, mediante el presente documento dejo constancia de que la obra es de mi exclusiva autoría y producción, que la he elaborado para cumplir con uno de los requisitos previos para la obtención del título de Magíster de Investigación en Cambio Climático, Sustentabilidad y Desarrollo en la Universidad Andina Simón Bolívar, Sede Ecuador.

1. Cedo a la Universidad Andina Simón Bolívar, Sede Ecuador, los derechos exclusivos de reproducción, comunicación pública, distribución y divulgación, durante 36 meses a partir de mi graduación, pudiendo por lo tanto la Universidad, utilizar y usar esta obra por cualquier medio conocido o por conocer, siempre y cuando no se lo haga para obtener beneficio económico. Esta autorización incluye la reproducción total o parcial en los formatos virtual, electrónico, digital, óptico, como usos en red local y en internet.
2. Declaro que, en caso de presentarse cualquier reclamación de parte de terceros respecto de los derechos de autor/a de la obra antes referida, yo asumiré toda responsabilidad frente a terceros y a la Universidad.
3. En esta fecha entrego a la Secretaría General, el ejemplar respectivo y sus anexos en formato impreso y digital o electrónico.

10 de junio de 2025

Firma: _____

Resumen

La deforestación es el principal contribuyente del total mundial de emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero para el sector agricultura, silvicultura, otros usos de la tierra y sistemas alimentarios. Ante la constante y rápida expansión de la deforestación en la Amazonía, resulta de gran importancia el análisis de sus tendencias e impulsores para la formulación de medidas efectivas que promuevan su reducción a largo plazo. En este sentido, la presente investigación tiene como objetivo modelar la dinámica de la deforestación en la provincia de Morona Santiago al año 2030, basado en un análisis espacio-temporal que aporte información relevante sobre sus variables explicativas. Para ello, se cuantificó el cambio de cobertura y uso de la tierra entre 2000-2018 mediante el cálculo de matrices de transición e identificación de transiciones sistemáticas; luego, se analizó la influencia de variables espaciales explicativas en el proceso de deforestación a través del método de pesos de evidencia y finalmente se modeló la dinámica espacial de deforestación en la provincia para un escenario tendencial y conservacionista al año 2030 mediante autómatas celulares. Como resultados, se identificó que entre 2000-2008 y 2008-2018, la provincia perdió 5,72 % y 5,32 % de su área remanente de bosque respecto al año inicial de cada periodo de análisis respectivamente, cuyas transiciones prevalentes en el cambio de cobertura y uso de la tierra fueron la pérdida de Bosque por Tierra Agropecuaria y la ganancia de Tierra Agropecuaria por sustituir a Bosque. Del análisis de pesos de evidencia, se encontró que distancias de hasta 3 km respecto a poblados y vías favorecen la deforestación; mientras que distancias de hasta 1,3 km respecto al SNAP y la presencia de áreas de conservación del PSB, inhiben la deforestación. Además, para el periodo 2018-2030 se estima una deforestación bruta de 87 134,67 ha para el escenario tendencial y de 69 740,64 ha para el escenario conservacionista, donde Morona, Taisha, Gualaquiza y Limón Indanza serían los cantones más afectados en ambos escenarios. Finalmente, la integración de SIG y criterios vinculados con la planificación territorial permitieron generar escenarios futuros de deforestación para Morona Santiago, que podrían servir como un instrumento técnico para la formulación de políticas públicas a largo plazo en zonas críticas del territorio.

Palabras clave: autómatas celulares, deforestación, pesos de evidencia, escenarios futuros

A Dios por darme la fortaleza y valentía para cumplir mis metas.

A mi mami y ñaños, por su apoyo, paciencia y amor incondicional.

A mi abuelita Teresita (q.e.p.d.), cuya huella vivirá por siempre en nuestros corazones.

Agradecimientos

Agradezco a Dios y mi familia por su compañía incondicional durante este camino para cumplir mi meta.

Al GAD Provincial de Morona Santiago, por abrirme sus puertas y permitirme explorar su invaluable territorio amazónico en compañía de valiosos colegas y profesionales.

A mi director de tesis PhD. Santiago Bonilla, por la guía brindada durante el desarrollo de este trabajo de investigación.

A la Universidad Andina Simón Bolívar, por el conocimiento adquirido para mi crecimiento profesional, y por los valiosos docentes y amistades con las que pude coincidir.

Tabla de contenidos

Figuras y tablas	15
Abreviaturas.....	19
Introducción.....	21
Capítulo primero: Enfoque y marco teórico	25
1. Estado de los bosques a escala mundial.....	25
2. Deforestación y degradación de bosques	25
2.1. Deforestación bruta, neta y regeneración.....	26
3. Deforestación a escala mundial.....	26
4. Deforestación en la Amazonía	27
4.1. Globalización y extractivismo	29
4.2. Impulsores e impactos ecológicos de la deforestación	29
4.3. Monitoreo de la deforestación en la Amazonía	31
5. Deforestación en la Amazonía ecuatoriana.....	32
5.1. Esquemas de deforestación en la Amazonía ecuatoriana	34
6. Monitoreo de la deforestación en Ecuador	35
7. Breve historia de la deforestación en Morona Santiago	35
8. Modelos de simulación espacial	38
8.1. Cadenas de Markov.....	38
8.2. Autómatas celulares	39
Capítulo segundo: Zona de estudio y metodología	41
1. Zona de estudio	41
2. Metodología	42
2.1. Cuantificación de cambio de cobertura y uso de la tierra de Morona Santiago entre 2000-2018	42
2.1.1. Análisis de la información oficial de cobertura y uso de la tierra en Morona Santiago.....	42
2.1.2. Cálculo de matrices de transición	43
2.1.3. Identificación de transiciones sistemáticas	45
2.2. Identificación y análisis de la influencia de variables espaciales explicativas en el proceso de deforestación	48
2.2.1. Selección y generación de información de variables explicativas.....	48

2.2.2.	Cálculo de los rangos y pesos de evidencia de las variables espaciales explicativas	50
2.2.3.	Análisis de correlación espacial entre variables explicativas	54
2.3.	Modelamiento de la dinámica espacial de deforestación en Morona Santiago bajo un escenario tendencial y de conservación al año 2030.....	55
2.3.1.	Ejecución y validación del modelo de simulación.....	55
2.3.2.	Determinación de condiciones para escenarios de deforestación	59
2.3.3.	Generación de escenarios de deforestación al año 2030.....	60
Capítulo tercero: Análisis de resultados y discusión		62
1.	Análisis de resultados	62
1.1.	Cuantificación de cambio de cobertura y uso de la tierra de Morona Santiago entre 2000-2018	62
1.1.1.	Análisis de la información oficial de cobertura y uso de la tierra en Morona Santiago.....	62
1.1.2.	Cálculo de matrices de transición	64
1.1.3.	Identificación de transiciones sistemáticas	67
1.2.	Identificación y análisis de la influencia de variables espaciales explicativas en el proceso de deforestación	72
1.2.1.	Cálculo de los rangos y pesos de evidencia de las variables espaciales explicativas	72
1.2.2.	Análisis de correlación espacial entre variables espaciales explicativas	76
1.3.	Modelamiento de la dinámica espacial de deforestación en Morona Santiago bajo un escenario tendencial y de conservación al año 2030.....	77
1.3.1.	Ejecución y validación del modelo de simulación.....	77
1.3.2.	Determinación de condiciones para escenarios de deforestación	80
1.3.3.	Generación de escenarios de deforestación al año 2030.....	83
2.	Discusión.....	88
2.1.	Cuantificación de cambio de cobertura y uso de la tierra de Morona Santiago entre 2000-2018	88
2.1.1.	Análisis de la información oficial de cobertura y uso de la tierra en Morona Santiago.....	88
2.1.2.	Cálculo de matrices de transición	89
2.1.3.	Identificación de transiciones sistemáticas	89

2.2.	Identificación y análisis de la influencia de variables espaciales explicativas en el proceso de deforestación	90
2.2.1.	Cálculo de los rangos y pesos de evidencia de las variables espaciales explicativas	90
2.2.2.	Análisis de correlación espacial entre variables espaciales explicativas	91
2.3.	Modelamiento de la dinámica espacial de deforestación en Morona Santiago bajo un escenario tendencial y de conservación al año 2030.....	92
2.3.1.	Ejecución y validación del modelo de simulación.....	92
2.3.2.	Determinación de condiciones para escenarios de deforestación	92
2.3.3.	Generación de escenarios de deforestación al año 2030.....	94
	Conclusiones y recomendaciones	97
	Obras citadas.....	101
	Anexos	116
	Anexo 1: Variables explicativas consideradas para la simulación	116

Figuras y tablas

Figura 1. Superficie forestal mundial por zonas climáticas, 2020.....	25
Figura 2. Tasa anual mundial de expansión del bosque y deforestación, 1990-2020	27
Figura 3. Límites de la Amazonía y sus distintas perspectivas: cuenca, bioma y límite RAISG	27
Figura 4. Deforestación por países en el bioma amazónico. A) Deforestación acumulada hasta 2018 y B) Porcentaje del bioma deforestado en cada país. Fuente: (MapBiomias 2020; Smith et al. 2021).....	28
Figura 5. Dinámica de la tasa anual de deforestación en la Amazonía 1986-2018.....	28
Figura 6. Deforestación en Morona Santiago periodo 1920-1990	36
Figura 7. Automata celular con vecindad de Von Newman (izq) y Moore (der.).....	40
Figura 8. Organización territorial de Morona Santiago.....	41
Figura 9. Submodelo de cálculo de matrices de transición	44
Figura 10. a) An vs $An * exp(W+)$ para determinación de puntos de quiebre en variable distancia a vías y b) distancia a vías (metros) vs $An * exp(W+)$ para la determinación de rangos.	51
Figura 11. Submodelo para el cálculo de rangos de pesos de evidencia.....	51
Figura 12. Submodelo para el cálculo de rangos de pesos de evidencia.....	52
Figura 13. Submodelo para el cálculo de coeficientes de pesos de evidencia.....	54
Figura 14. Submodelo para análisis de correlación espacial.....	55
Figura 15. Modelo de simulación.....	57
Figura 16. Interfaz de Fragstats v4.2 para el cálculo de métricas del paisaje a nivel de clase	58
Figura 17. Submodelo de validación por función de caída constante y ventanas múltiples	59
Figura 18. Cobertura y uso de la tierra en Morona Santiago años (a) 2000, (b) 2008 y (c) 2018.....	62
Figura 19. Porcentaje de territorio provincial por cobertura y uso de la tierra en 2000, 2008 y 2018 en Morona Santiago.....	63
Figura 20. Pesos de evidencia de las variables explicativas para la transición bosque-tierra agropecuaria periodo 2000-2008.....	73

Figura 21. Pesos de evidencia de las variables explicativas para la transición bosque-tierra agropecuaria periodo 2008-2018	75
Figura 22. Mapas reales vs mapas simulados por periodo de análisis (a) 2008 real (b) 2008 simulado (c) 2018 real y (d) 2018 simulado.....	78
Figura 23. Mínima similitud difusa con ventanas múltiples para validación del modelo al 2008	79
Figura 24. Mínima similitud difusa con ventanas múltiples para validación del modelo al 2018	80
Figura 25. Cobertura y uso de la tierra en Morona Santiago al año 2030 para los escenarios (b) tendencial y (b) conservacionista vs el año 2018 (a)	84
Figura 26. Porcentaje de territorio por cobertura y uso de la tierra en los escenarios tendencial y conservacionista en la provincia de Morona Santiago.....	85
Figura 27. Deforestación y regeneración en Morona Santiago al año 2030 para los escenarios (a) tendencial y (b) conservacionista	86
Figura 28. Deforestación y regeneración 2000-2018 y escenarios al 2030 en Morona Santiago	87
Tabla 1. Distribución de la Amazonía entre los nueve países	27
Tabla 2. Matriz general de tabulación cruzada para comparar dos coberturas de diferente fecha.....	45
Tabla 3. Variables explicativas consideradas para la simulación.....	49
Tabla 4. Cobertura y uso de la tierra en Morona Santiago en los años 2000, 2008 y 2018	63
Tabla 5. Matriz de transición con tasas brutas – número de celdas por transición (2000-2008).....	64
Tabla 6. Matriz de transición con tasas brutas – número de celdas por transición (2008-2018).....	64
Tabla 7. Matriz de transición simple (2000-2008)	65
Tabla 8. Matriz de transición múltiple (2000-2008).....	65
Tabla 9. Matriz de transición simple (2008-2018)	66
Tabla 10. Matriz de transición múltiple (2008-2018).....	66
Tabla 11. Tabulación cruzada - cobertura y uso de la tierra en Morona Santiago, 2000-2008	67

Tabla 12. Tabulación cruzada - cobertura y uso de la tierra en Morona Santiago, 2008-2018	68
Tabla 13. Cambios en porcentaje de cobertura y uso de la tierra en Morona Santiago, periodos 2000-2008 y 2008-2018.....	68
Tabla 14. Transiciones sistemáticas en términos de ganancias y pérdidas, periodo 2000-2008	69
Tabla 15. Transiciones sistemáticas en términos de ganancias y pérdidas, periodo 2008-2018	71
Tabla 16. Correlación espacial entre variables explicativas por transición.....	77
Tabla 17. Comparación de áreas reales vs simuladas por año de validación	79
Tabla 18. Línea base de deforestación, periodos 2000-2008 y 2008-2018	80
Tabla 19. Alineación de instrumentos de planificación	81
Tabla 20. Parámetros de los escenarios tendencial y de conservación.....	82
Tabla 21. Cobertura y uso de la tierra en Morona Santiago en los escenarios tendencial y conservacionista al año 2030 respecto a 2018.....	85
Tabla 22. Deforestación por cantón en Morona Santiago para los escenarios tendencial y conservacionista al año 2030.....	88

Abreviaturas

ANP	Áreas Naturales Protegidas
ARSET	Programa de formación en teledetección aplicada
BVP	Bosques y Vegetación Protectores
CEPAL	Comisión Económica para América Latina
CONALI	Comisión Especial de Límites Internos de la República
EcoCiencia	Fundación Ecuatoriana de Estudios Ecológicos
ENCC	Estrategia Nacional de Cambio Climático
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
GADPMS	Gobierno Autónomo Descentralizado Provincial de Morona Santiago
GEI	Gases de Efecto Invernadero
GFW	Global Forest Watch
IPCC	Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático
JRC	Centro Común de Investigación de la Comisión Europea
MAAP	Proyecto Monitoreo de la Amazonía Andina
MAATE	Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (Ex Ministerio del Ambiente de Ecuador - MAE)
NDC	Contribución Determinada a Nivel Nacional
NORAD	Agencia Noruega de Cooperación para el Desarrollo
ONU	Organización de las Naciones Unidas
PDOT	Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial
PNUD	Programa Nacional de las Naciones Unidas para el Desarrollo
PUGS	Plan de Uso y Gestión del Suelo
RAISG	Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada
SNAP	Sistema Nacional de Áreas Protegidas
SNP	Secretaría Nacional de Planificación (Ex Secretaría Técnica Planifica Ecuador – STPE)
STCTEA	Secretaría Técnica de la Circunscripción Territorial Especial Amazónica
TI	Territorios Indígenas
WWF	Fondo Mundial para la Naturaleza

Introducción

El cambio climático hace referencia a la acelerada variación del clima global, resultado del incremento en las concentraciones de gases de efecto invernadero (GEI) generadas por actividades humanas (Maslin 2021). El sexto informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) respecto a mitigación, indica que entre 2010 y 2019, el sector agricultura, silvicultura, otros usos de la tierra y sistemas alimentarios generó en promedio entre el 13 % y 21 % del total mundial de emisiones antropogénicas de GEI, siendo la deforestación responsable del 45 % de las emisiones de este sector (Pathak et al. 2022).

A escala mundial, entre 1990 y 2020 la deforestación alcanzó la pérdida de 420 millones de hectáreas de bosques, un equivalente al 10 % del total de cobertura forestal existente en el mundo (FAO 2020a). Durante el mismo periodo también se evidenció una disminución considerable en el ritmo de pérdida de bosques (FAO 2022). Según Pathak et al. (2022) las iniciativas gubernamentales y moratorias internacionales lograron reducir la deforestación en la Amazonía entre 2006 y 2015, e incrementar la recuperación y regeneración de bosques en Europa, Asia y Norte América. Sin embargo, el mantenimiento de tasas bajas de deforestación a largo plazo representa un reto significativo, dado la constante y rápida expansión de la deforestación en la Amazonía y otras regiones del mundo (CEPAL y Patrimonio Natural 2013).

Los bosques amazónicos desempeñan un rol fundamental en el balance climático a escala local, regional y global, ya que almacenan y eliminan grandes cantidades de carbono (Veit, Gibbs, y Reyntar 2023), pero también contribuyen a la conservación de la biodiversidad y representan una fuente de sustento para comunidades indígenas y locales (Gatti et al. 2023). Desde la década de 1970, la intervención humana en la Amazonía se caracterizó por una acelerada expansión de actividades agrícolas y extractivas (Larrea, Azevedo, et al. 2021); desencadenando procesos significativos de deforestación y degradación forestal, que variaron según el contexto económico, ambiental, social y político de cada país de la región Amazónica (Larrea, Murrin, et al. 2021).

En el contexto de la Amazonía ecuatoriana, a inicios de 1970 la profundización y expansión de un modelo económico centrado en el extractivismo, marcó su rol de región proveedora de materias primas y produjo un aumento de áreas destinadas para la extracción de petróleo, minerales y la explotación forestal, sin lograr una diversificación

económica hasta la actualidad (Latorre 2015; Baroja, Belmont, y Peck 2017). Esta lógica extractivista contribuyó al incremento de la deforestación, ubicando a Ecuador como el segundo país con mayor porcentaje de superficie deforestada de su región Amazónica, luego de Brasil (Latorre 2015; MapBiomass 2021). Esto ha sido justificado por los gobiernos de turno bajo el discurso de impulsar la economía y desarrollo social a escala nacional, sin embargo, la Amazonía ecuatoriana continúa siendo una de las regiones más empobrecidas del país (Larrea et al. 2012).

Los datos oficiales de monitoreo nacional de deforestación, indican que entre 2000-2018, Morona Santiago se mantuvo como la provincia amazónica con mayor tasa de deforestación bruta anual, cuya pérdida de bosque representó entre el 9 % y 12 % de la deforestación bruta anual que se produjo en todo el país en el mismo periodo (Sierra, Calva, y Guevara 2021). Morona Santiago es la segunda provincia amazónica más extensa del país, y su dinámica de deforestación según varios estudios (RAISG 2012; Baroja, Belmont, y Peck 2017; Bonilla-Bedoya et al. 2018; STCTEA 2021a; Villa et al. 2022; WWF-Ecuador 2022; EcoCiencia, Amazon Conservation, y Norad 2023; Borja et al. 2023), está fuertemente vinculada con la expansión de vías para colonización de tierras, la explotación ilegal de madera, la actividad minera, la actividad ganadera sin acompañamiento técnico, la expansión de monocultivos, entre otros impulsores a lo largo de su territorio.

El monitoreo y análisis de las causas y tendencias futuras de la deforestación a escala de Ecuador, es un tema de amplio interés por parte de múltiples actores, que en su mayoría se ha orientado en zonas de estudio que abarcan regiones amplias como la Amazonía ecuatoriana, o todo el territorio nacional (Sierra 2013; Baroja, Belmont, y Peck 2017; Bonilla-Bedoya et al. 2018; Sierra, Calva, y Guevara 2021). Sin embargo, existen escasos estudios en torno a la estimación y predicción espacio-temporal futura de la deforestación a escala provincial en Ecuador. En este sentido, la importancia del modelamiento espacial de escenarios futuros, consiste en comprender y evaluar las tendencias e impulsores de la deforestación en una zona de estudio tanto a una escala local como a una global (Soares-Filho et al. 2003; Carvalho et al. 2013; RAISG 2022).

Para la generación de estos modelamientos predictivos espaciales, existen varios métodos, entre los que se destacan las cadenas de Markov y los autómatas celulares (Palacios y Arellano 2021; Dos Santos, Juvanhol, y Aguiar 2022; Leite-Filho, Soares-Filho, y de Oliveira 2024). Estos modelos han demostrado buenos resultados para la generación de escenarios futuros de cambio de cobertura y uso de la tierra y sus

herramientas de análisis están disponibles en distintos programas de sistemas de información geográfica (RAISG 2022). Uno de los más innovadores y aplicados en estudios de modelamiento espacial y análisis de deforestación tropical es DINÁMICA EGO, un software gratuito que utiliza autómatas celulares para identificar áreas críticas de pérdida de bosque en escenarios futuros (Espinoza-Mendoza 2017).

Una de las potencialidades que presentan estos modelos predictivos espaciales es la posibilidad de integrar criterios vinculados con la planificación territorial de la zona de estudio, para construir escenarios alternativos futuros de dinámicas territoriales de interés, como es el caso de la deforestación (Kolb 2013; González et al. 2014). De esta forma, es posible analizar y documentar las tendencias y variables espaciales explicativas de la deforestación en zonas específicas, que aporten información útil para proponer políticas, medidas y acciones a largo plazo, para una planificación y gestión estratégica territorial en respaldo a los esfuerzos de conservación de la Amazonía ecuatoriana (González et al. 2018; RAISG 2022).

En este sentido, la presente investigación tiene como objetivo principal modelar la dinámica de la deforestación en la provincia de Morona Santiago al año 2030, basado en un análisis espacio-temporal que aporte información relevante sobre sus variables explicativas. Para su desarrollo, en primer lugar, se cuantificaron los cambios de cobertura y uso de la tierra en Morona Santiago durante el periodo 2000-2018; se identificó y analizó la influencia de variables espaciales explicativas en el proceso de deforestación; y se modeló la dinámica espacial de deforestación bajo un escenario tendencial y de conservación al año 2030.

La estructura del presente trabajo se distribuye en 3 capítulos de la siguiente manera: el capítulo primero presenta una revisión del estado histórico y actual de la deforestación a escala mundial, centrándose en el bioma Amazónico, la Amazonía ecuatoriana y la provincia de Morona Santiago. Se describen impulsores y conceptos asociados con la deforestación, así como una introducción a los sistemas de monitoreo satelital de bosques amazónicos y diferentes tipos de modelos de simulación espacial. En el capítulo segundo se describe la metodología empleada para la cuantificación de cambio de cobertura y uso de la tierra en Morona Santiago, la identificación y análisis de la influencia de variables espaciales explicativas en la deforestación, y el modelamiento de la dinámica espacial de la deforestación de la provincia al año 2030. El capítulo tercero especifica los resultados obtenidos, su discusión, así como las conclusiones y recomendaciones derivadas de esta investigación.

Capítulo primero

Enfoque y marco teórico

1. Estado de los bosques a escala mundial

El área total de bosques en el mundo cubre el 31 % de la superficie total de la tierra (4 060 millones de hectáreas) y su distribución no es uniforme (FAO y JRC 2012). De acuerdo con la Figura 1, a escala mundial existen bosques en cuatro ámbitos climáticos: boreal, templado, subtropical, y tropical; la zona tropical abarca la mayor proporción de bosques (45 %), y el resto se ubica en la región boreal, templada y subtropical con una proporción del 27 %, 16% y 11 %, respectivamente (FAO 2020a).

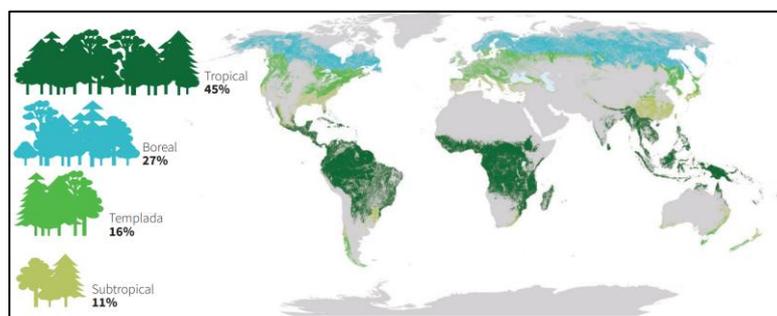


Figura 1. Superficie forestal mundial por zonas climáticas, 2020.

Fuente: (FAO 2020a).

Los bosques favorecen al mejoramiento de la calidad del suelo, agua y aire; y albergan la mayor parte de la diversidad biológica terrestre; contribuyen a la mitigación del cambio climático dado que almacenan enormes cantidades de carbono, integran más de la mitad de las reservas de carbono mundiales que se encuentran en suelos y vegetación (FAO y JRC 2012; FAO 2022). También son una fuente de diversos recursos (fibra, combustible, alimentos, etc.), convirtiéndose en una pieza clave para la subsistencia humana, que incluye a las personas más pobres del mundo (Berenguer et al. 2022).

2. Deforestación y degradación de bosques

La FAO (2020a) define la deforestación como el proceso de conversión de bosques a otros usos de la tierra, independiente de si es provocado por actividades humanas, mientras que la variación neta forestal, incluye la suma de la deforestación (pérdidas) y la expansión forestal (ganancias). Por otro lado, la degradación es un proceso que ocurre cuando la cobertura boscosa se mantiene, pero su capacidad para suministrar bienes y servicios se reduce, con afectaciones a nivel social, cultural y ecológico (Lanly

2003; Putz y Redford 2010). En muchas ocasiones la degradación es un precursor de la deforestación, aunque en otros, los bosques pueden quedar degradados por largos periodos de tiempo, sin llegar a la deforestación (Sasaki y Putz 2009; IBERO-REDD+ 2016).

2.1. Deforestación bruta, neta y regeneración

La deforestación, variación neta forestal y expansión forestal enunciadas por la FAO (2020a) se vinculan con los conceptos de deforestación bruta, neta y regeneración, respectivamente. A escala nacional, el Plan Acción REDD+ Bosques para el Buen Vivir 2016-2025, establece definiciones operativas de las mismas, que se resumen:

(a) Deforestación bruta, como el proceso de conversión antrópica del bosque en otra categoría de cobertura y uso de la tierra, que excluye a las áreas de bosque regeneradas y a las zonas de plantaciones forestales removidas por cosecha o aprovechamiento forestal; (b) Regeneración, como la recuperación de bosque nativo por procesos naturales o mediante intervenciones antrópicas, que da lugar a la formación de bosques secundarios en distintas etapas de desarrollo y (c) Deforestación neta, resultado de la diferencia entre la deforestación bruta y la regeneración (MAE 2016b).

3. Deforestación a escala mundial

Según el Informe evaluación de los recursos forestales mundiales de la FAO (2020a), entre 1990 a 2020, la deforestación mundial alcanzó los 420 millones de hectáreas de bosque, es decir aproximadamente un 10 % del total de la superficie forestal que existe en el mundo. Varios estudios (Sloan y Sayer 2015; Bonilla-Bedoya et al. 2018) evidencian que la superficie forestal mundial continúa disminuyendo, sin embargo, FAO (2020a) comprobó que entre 1990-2020, el ritmo de pérdida se redujo de forma considerable; debido a los esfuerzos en la disminución de la deforestación de varios países, la implementación de prácticas de forestación y la expansión natural de bosques.

En la Figura 2, se aprecia que durante el decenio 1990-2000 la tasa anual de deforestación mundial se aproximó a 16 millones de hectáreas, que disminuyó a 15 millones de hectáreas en el decenio 2000-2010, luego a 12 millones de hectáreas durante el quinquenio 2010-2015, hasta los 10 millones de hectáreas en el último quinquenio 2015-2020 (FAO 2020a).



Figura 2. Tasa anual mundial de expansión del bosque y deforestación, 1990-2020
Fuente: (FAO 2020a).

4. Deforestación en la Amazonía

Región amazónica, Panamazonía, Bioma amazónico, Cuenca Amazónica, entre otros; comprenden diferentes perspectivas en relación a la representación espacial de la Amazonía, pero en general se refieren a la extensión de bosque húmedo tropical situada al norte de Suramérica (WWF 2016), compuesta por las Amazonías nacionales que pertenecen a los países que la conforman como unidad regional (RAISG 2015).

RAISG (2020) establece una propuesta de límite máximo amazónico, en base al cual determina que la Amazonía abarca un área de 8'470 209 km², cubriendo fracciones en 9 países: Bolivia, Brasil, Colombia, Ecuador, Perú, Venezuela, Surinam, Guyana y Guayana Francesa, cuya extensión se distribuye y aprecia en la Tabla 1 y Figura 3.

Tabla 1
Distribución de la Amazonía entre los nueve países

País	Bolivia	Brasil	Colombia	Ecuador	Guyana	Guyane Française	Perú	Suriname	Venezuela	Amazonía
área amazónica del país	714 834	5'238 589	506 181	132 292	211 157	84 226	966 190	146 523	470 219	8'470 209
% de la Amazonía en el país	8,4%	61,8%	6,0%	1,6%	2,5%	1,0%	11,4%	1,7%	5,6%	100,0%

Fuente y elaboración: Adaptada a partir de RAISG (2020)



Figura 3. Límites de la Amazonía y sus distintas perspectivas: cuenca, bioma y límite RAISG
Fuente: (RAISG 2020)

Según datos de MapBiomias (2021), durante 1986-2018, la Amazonía registró una deforestación acumulada de 867 675 km², que representa aproximadamente un 10 % de su superficie forestal original. De los países implicados, Brasil fue el más afectado, con una pérdida aproximada de 741 759 km² de bosques, 15 veces mayor a lo perdido por Perú, el segundo país con mayor superficie deforestada (ver Figura 4.A). En cuanto al porcentaje de superficie deforestada de Amazonía por país, Brasil encabeza la lista (19 %), seguido de Ecuador (13 %), al contrario de Guyana Francesa (0.15 %) y Venezuela (2.11 %), que mantienen mayor porcentaje de cobertura vegetal original (ver Figura 4.B).

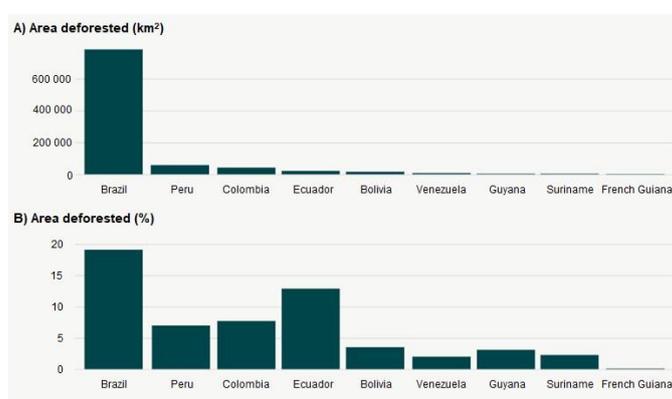


Figura 4. Deforestación por países en el bioma amazónico. A) Deforestación acumulada hasta 2018 y B) Porcentaje del bioma deforestado en cada país. Fuente: (MapBiomias 2021; Smith et al. 2021)

En cuanto a la deforestación anual en la Amazonía, esta varió en términos de extensión a lo largo del tiempo como se aprecia en la Figura 5. Entre los años 1986-2006, la tasa de deforestación anual se mantuvo por encima de los 20 000 km², a excepción del año 1986 y 1990 que registraron valores menores (MapBiomias 2021; Berenguer et al. 2022). En los años siguientes a 2006 esta tasa anual se redujo por debajo de los 20 000 km², pero se mantuvo sobre los 10 000 km² (Smith et al. 2021).

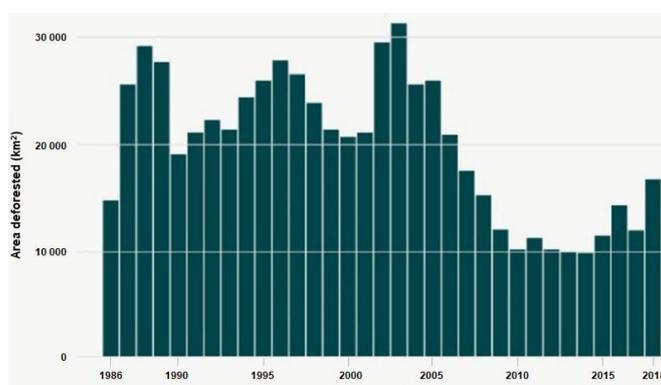


Figura 5. Dinámica de la tasa anual de deforestación en la Amazonía 1986-2018. Fuente: (MapBiomias 2021).

Los datos de MapBiomass (2021) y RAISG (2020) coinciden que el punto más alto de deforestación entre 1986-2018, se registró en 2003, con una pérdida entre 31 828 km² a 49 240 km² de bosque. En la Figura 5, se observa que a partir de 2007 hasta 2014, la tasa de deforestación anual disminuyó, fluctuando entre 9 918 km² y 17 695 km², con los valores más bajos registrados en los años 2013 y 2014 (Smith et al. 2021; Berenguer et al. 2022). Sin embargo, a partir del año 2015 esto cambió, y en 2018 comenzó a subir nuevamente (MapBiomass 2021). RAISG (2020) resalta que la mayor parte de la deforestación en la Amazonía tuvo lugar y continúa ocurriendo en áreas fuera de las áreas naturales protegidas (ANP) y territorios indígenas (TI), resaltando el rol protector de bosques que cumplen estas unidades establecidas en los diferentes países amazónicos.

4.1. Globalización y extractivismo

A partir de la década de 1970, la globalización y los cambios generalizados en el consumo aceleraron drásticamente el tipo y la escala de la intervención humana en la Amazonía (Laurance et al. 2002), integrándola a la economía internacional con un modelo concentrado en exportaciones primarias de bajo valor añadido para los mercados nacionales e internacionales (WWF 2016).

La rápida expansión de este modelo de desarrollo neoextractivista en los países amazónicos, no generó mejoras significativas en las condiciones de vida de pueblos indígenas y comunidades locales, sino que impulsó la deforestación y degradación de bosques, así como conflictos sociales sin precedentes (Little 2013; Larrea, Azevedo, et al. 2021). Las políticas extractivistas insostenibles han prevalecido por sobre la conservación y uso sostenible de los recursos naturales de la Amazonía (Larrea, Murmis, et al. 2021).

4.2. Impulsores e impactos ecológicos de la deforestación

Geist y Lambin (2002) proporcionan un marco conceptual para el estudio de impulsores de deforestación tropical. Los autores proponen que se debe a (1) causas próximas, asociadas a actividades humanas o acciones locales que afectan directamente la cobertura forestal (expansión agrícola, construcción de infraestructura, etc.) y (2) fuerzas motrices subyacentes, que perturban las dinámicas sociales y son de tipo demográficas, políticas (falta de gobernanza), económicas (variaciones en precios de materias primas, tierra) y tecnológicas.

En este sentido, otros estudios en la Amazonía de distintos países (Laurance et al. 2002; Asner et al. 2006; Eva et al. 2005; Ometto, Dutra-Aguiar, y Martinelli 2011; Rosa

et al. 2013; Leblois, Damette, y Wolfersberger 2017; Bonilla-Bedoya et al. 2018) señalan como principales impulsores directos de la deforestación en la Amazonía, a la expansión agrícola (pastos y cultivos), la construcción de infraestructura (urbanización, apertura de vías, presas hidroeléctricas), y la explotación/extracción de recursos (madera, petróleo, gas y minerales).

La deforestación en la Amazonía genera una amplia variedad de impactos ecológicos directos a escala local como la pérdida de biodiversidad y la fragmentación de bosques (Ranta et al. 1998; Bonilla-Bedoya et al. 2014), a escala regional como cambios en el ciclo hidrológico de la cuenca del Amazonas aumentando la mortalidad de bosques y el deshielo en glaciares de los Andes (Bagley et al. 2014; de Magalhães Neto et al. 2019) y a escala global como el incremento de emisiones de gases de efecto invernadero (Phillips, Brienen, y the RAINFOR collaboration 2017; Gomes et al. 2019).

Tanto los impulsores como los impactos de la deforestación interactúan de forma sinérgica (Berenguer et al. 2022), pero abordarlos de forma separada permite un mejor comprensión de su papel en la Amazonía.

Expansión agrícola: considerada un impulsor principal de la deforestación en la Amazonía, esta actividad es fomentada por una ganadería respaldada en políticas públicas (Nepstad et al. 2009), y una expansión de monocultivos desde inicios del año 2000, en Brasil, Perú, Colombia y Ecuador (Furumo y Aide 2017). Genera impactos directos como la pérdida de especies dependientes de bosques; e indirectos como emisiones de GEI por deforestación y fermentación entérica bovina (M. Macedo et al. 2012).

Vialidad: su apertura por intervención de agentes gubernamentales, ha generado un patrón de deforestación denominado “espinas de pez” en la Amazonía de Brasil, Perú y Ecuador (Nascimento et al. 2021). Sus impactos directos incluyen la fragmentación de bosques con alta mortalidad de especies (Laurance, Goosem, y Laurance 2009); y los indirectos, aumento del valor de la tierra; invasión de asentamientos; y degradación de bosques por tala selectiva, maquinaria extractiva y quema de pastos (Perz et al. 2008).

Presas hidroeléctricas: existen en toda la Amazonía, y en base a su capacidad de dotación de energía, alteran en mayor o menor medida ecosistemas acuáticos y terrestres (Fearnside 2016). Como impactos directos, generan descomposición en árboles, incremento de emisiones de GEI, fragmentación y efecto borde; también alteran los regímenes de inundación y hábitats locales (Lees et al. 2016). Los indirectos, atracción de población a la zona, aumento de violencia, desplazamiento y destrucción de los medios de vida de comunidades indígenas y locales (Richter et al. 2010).

Urbanización: un 70% de amazónicos viven en centros urbanos, por migración rural-urbana, crecimiento poblacional o desplazamiento por conflictos armados (Parry, Barlow, y Pereira 2014). La expansión urbana genera como impactos directos, la deforestación y aumento de la temperatura local, e indirectos, como el consumo de animales silvestres y recursos forestales (Camargo et al. 2020).

Minería: se considera una fuente principal de impacto ambiental en la Amazonía, con una acelerada expansión y solapamiento en ANP y TI, es operada de forma legal por grandes empresas o de forma ilegal por otros actores (Sonter et al. 2017). Como impactos directos, genera deforestación y contaminación de ecosistemas acuáticos (Dezécache et al. 2017). Los impactos indirectos son mayores, debido a su área de influencia, que motiva la apertura de nuevas vías y aumento de tala de bosque (Asner y Tupayachi 2017).

Petróleo y gas: su explotación en la Amazonía occidental inició en la década de 1940 y creció desde 1970, junto con numerosos derrames de petróleo en Perú, Ecuador y Colombia (San Sebastián y Hurtig 2004); al igual que la minería los bloques petroleros se solapan con ANP y TI. Sus impactos directos incluyen deforestación, contaminación de agua y suelo, y envenenamiento de especies terrestres (Orta-Martínez et al. 2018). Los indirectos, ampliación de red vial para accesibilidad, reducción de biodiversidad, fragmentación de hábitat, caza excesiva y tala (Durango-Cordero et al. 2018).

En este contexto, la Amazonía se convirtió en la proveedora de materias primas y energía, con los países “desarrollados” y China como los actores más dominantes de este proceso (Armenteras et al. 2017). Sin embargo, las distintas manifestaciones de deforestación, varían y son influenciadas por múltiples actores y acuerdos institucionales que, en distintas condiciones históricas, ambientales, sociales, políticas y económicas, definen patrones de deforestación en cada país amazónico (Berenguer et al. 2022).

4.3. Monitoreo de la deforestación en la Amazonía

El monitoreo de bosques amazónicos desempeña un papel crucial en la lucha contra el cambio climático (Rajão 2012), ya que permite el acceso a información actualizada de manera oportuna a líderes políticos, indígenas, organizaciones de la sociedad civil, periodistas e investigadores (Puig y Chacón 2019). Esto respalda la toma de decisiones, formulación de políticas e implementación de estrategias, para contrarrestar la pérdida de cobertura forestal, biodiversidad y reducir las emisiones de GEI asociadas a la deforestación (RAISG 2021).

En la actualidad, los sistemas de monitoreo satelital son una herramienta esencial para la detección de cambios en la cobertura boscosa de la Amazonía; ya que aprovechan la capacidad de los satélites para capturar imágenes de áreas remotas en distintas escalas temporales (Valarezo 2016). Además, mediante la técnica de teledetección se realiza el posterior tratamiento, análisis e interpretación de estas imágenes satelitales; convirtiéndola en una aliada importante en la detección y monitoreo de recursos naturales a escala mundial (Ccanto Torres 2016; EcoCiencia 2020). Según ARSET (2019), los principales sistemas de monitoreo satelital para la gestión de bosques amazónicos son:

Global Forest Watch (GFW): una plataforma en línea que proporciona información de monitoreo y alertas de pérdidas de cobertura forestal a escala mundial, desarrollada por el WRI, utiliza datos satelitales de distintos sensores para brindar una herramienta interactiva, actualizada y de fácil uso para analizar cambios en los bosques, y apoyar esfuerzos de vigilancia de áreas amenazadas (Valarezo 2016; ONU 2017).

Monitoring of the Andean Amazon Project (MAAP): un portal web donde se presentan informes técnicos sobre cambios en la cobertura forestal de la Amazonía Andina, que incluye a Bolivia, Colombia, Ecuador y Perú (EcoCiencia 2022). Para ello combina la evaluación de alertas tempranas de pérdida de bosque y análisis de imágenes satelitales de baja, media y alta resolución, para presentar datos y mapas relacionados con temas, como la deforestación, minería, apertura de carreteras, y otras (MAAP 2024).

MapBiomias Amazonia: es una iniciativa llevada a cabo por la RAISG y ONGs de los distintos países amazónicos que integran esta red de expertos en teledetección, SIG y programación (MapBiomias 2024). Esta iniciativa se centra en la generación de una serie histórica de mapas anuales de cobertura y uso del suelo para toda la Amazonía, mediante una metodología construida y basada en el procesamiento en la nube y algoritmos automatizados desde Google Earth Engine (EcoCiencia 2021).

5. Deforestación en la Amazonía ecuatoriana

Ecuador posee la segunda porción más pequeña del Bioma Amazónico (1,6 %), que abarca el 47 % de su territorio nacional, y está formado por seis provincias: Sucumbíos, Napo, Orellana, Pastaza, Morona Santiago y Zamora Chinchipe (Sierra 2013). Esta región se caracteriza por la presencia de varias nacionalidades indígenas y pueblos aislados; y también por albergar un alto grado de biodiversidad documentada en varios estudios taxonómicos tanto de especies vegetales como animales (Ter Steege et al. 2003; Young et al. 2004; Erwin et al. 2005; Ceballos y Ehrlich 2006).

A finales del siglo XIX y a lo largo del siglo XX, en la Amazonía ecuatoriana la colonización y producción agrícola, fueron ejes centrales de la política gubernamental y un importante motor de la deforestación (Rudel y Horowitz 1993). A principios del siglo XX, en la zona noroccidental amazónica, se iniciaron las primeras experiencias de producción agrícola destinada a la exportación al mercado internacional (Ruiz y Moya 1988); que condujeron a la construcción de nuevas vías de conexión entre la Sierra y, mercados y poblados en la Amazonía, generando una intensificación y diversificación agrícola con cultivos como el cacao, café y té (Burgos 1997).

A principios de la década de 1970, la Amazonía ecuatoriana experimentó un cambio significativo en su matriz económico-productiva, pasando de un rol dependiente de la agricultura de exportación a uno centrado en la extracción y exportación de petróleo crudo (Baroja, Belmont, y Peck 2017). Este cambio, impulsado por la llegada y consolidación de las primeras empresas petroleras transnacionales en Sucumbíos y Orellana, marcó el comienzo del denominado “Boom petrolero” en Ecuador, que trajo consigo un incremento considerable de la población y flujos migratorios masivos hacia su territorio, impulsando el proceso de deforestación (Burgos 1997).

Para la década de 1980, se dio un impulso a las actividades agropecuarias en la Amazonía, mediante líneas de crédito para la producción de pasto y ganado por parte de del Estado (Abdo y Samaniego 1993). Esto generó que la actividad se volviera predominante, debido al bajo nivel de inversión y a la rentabilidad económica relativa en los primeros años de su implementación, generando un impacto en el cambio de uso de suelo, especialmente en el centro y sur de la Amazonía (Baroja, Belmont, y Peck 2017).

Según (Southgate, Sierra, y Brown 1991), en ese mismo periodo, los modelos de tenencia de tierra experimentaron transformaciones profundas por políticas liberales y reformas agrarias, dando lugar a la desaparición de la estructura de hacienda, y a movimientos migratorios de colonos hacia fronteras agropecuarias disponibles. En este sentido, se produjo una gran deforestación del bosque amazónico, debido a que los colonos se vieron obligados a proporcionar pruebas al Estado de que eran dueños de un área, frente a que otros posibles colonizadores les quiten ese derecho (Burgos 1997).

Para inicios de los años 90, en Ecuador se decreta la primera Ley de Minería, que trajo consigo la llegada de empresas mineras de diferentes países (China, Chile, Canadá, Estados Unidos, etc.), que adquirieron derechos para desarrollar minería a gran escala en diferentes regiones del país (Morillo-Trujillo 2020). En la Amazonía se concentraron principalmente en la zona centro-sur, y en el año 2000, este sector alcanzó su máximo

auge, y el arranque del denominado “Superciclo de los minerales” en Ecuador, a pesar de los evidentes impactos de devastación socio-ambiental que ocasiona (Sacher 2017).

La expansión de esta lógica extractivista en la Amazonía ecuatoriana, la ha convertido en una región estratégica a nivel geopolítico, cuyo rol de proveedora de materias primas para el mercado nacional como internacional, le ha otorgado una alta dependencia futura del sector extractivo, especialmente petrolero, y más reciente minero (Baroja, Belmont, y Peck 2017). Este rol asignado y contrario al de su vocación natural ecológica, ha contribuido directa e indirectamente en el aumento de los niveles de deforestación y demás impactos negativos asociados (Burgos 1997)

5.1. Esquemas de deforestación en la Amazonía ecuatoriana

La deforestación en la región amazónica ecuatoriana presenta esquemas de avance muy diferentes (Baroja, Belmont, y Peck 2017), que pueden ser analizados considerando tres zonas: i) Zona norte: Sucumbíos y Orellana ii) Zona centro: Napo y Pastaza y iii) Zona sur: Morona Santiago y Zamora Chinchipe (STCTEA 2021b).

En la zona norte y parte del centro (Napo) de la Amazonía ecuatoriana, entre 1990-2000, se experimentó un avance significativo de áreas agropecuarias junto con la expansión y apertura de vías de acceso hacia pozos petroleros; desencadenando un alto grado de degradación forestal, con patrones de deforestación en forma de espina de pez (Baroja, Belmont, y Peck 2017). Entre 2000-2008, al contrario, se redujeron las áreas agropecuarias, debido a la contaminación y degradación de suelos por actividad petrolera (Vera y Riera 2004). Esto obligó a que pequeños productores, que carecían de recursos para la recuperación de estos suelos contaminados, se vieran obligados a abandonar sus tierras en búsqueda de otras más fértiles, contribuyendo con al avance de la frontera agrícola y zonas antrópicas (Sierra 2013).

En la zona sur y parte del centro (Pastaza) de la región amazónica, entre 1990-2000, las áreas agropecuarias también aumentaron, pero con menor intensidad en comparación a las provincias del norte y centro (Napo) (Vera y Riera 2004). La deforestación se generó en las cercanías de la red vial transamazónica, un eje de conectividad de los principales asentamientos humanos, y alrededor del cual se continúan creando áreas urbanas (Baroja, Belmont, y Peck 2017). Para el periodo 2000-2008, se generó una intensificación de la deforestación debido a la progresiva expansión de una actividad agrícola orientada a la producción pecuaria y caracterizada por la falta de

acompañamiento técnico y una gran concentración de pastos cultivados sobre todo en las provincias de Morona Santiago y Zamora Chinchipe.

De acuerdo con la STCTEA (2021b) , la dinámica económica en Sucumbíos y Orellana se encuentra mayormente influenciada por la actividad petrolera; en Napo y Pastaza, se basa en el comercio y turismo, mientras que en Morona Santiago y Zamora Chinchipe, se centra en la actividad minera y el comercio. Además, la relación entre estas zonas, se basa en las dinámicas comerciales, la interconexión de ejes viales y los flujos de conectividad ecológica.

6. Monitoreo de la deforestación en Ecuador

En Ecuador, el Ministerio de Agua, Ambiente y Transición Ecológica (MAATE) anteriormente llamado Ministerio de Ambiente del Ecuador (MAE), genera información geográfica de cobertura y uso de la tierra del territorio continental a escala 1:100 000, basándose en el análisis de imágenes satelitales de mediana resolución (Landsat 5 TM, Landsat 7 ETM+ y Landsat 8 OLI) y el uso de ortofotos y mosaicos, para completar vacíos de información y generar una clasificación que permita identificar las diferentes clases de cobertura y uso de la tierra de interés.

De acuerdo al protocolo metodológico para la generación de mapas de deforestación del Ecuador Continental (MAE 2017b), a partir del cruce de las capas de cobertura y uso de la tierra correspondientes a los dos años del periodo bajo análisis, se identifican espacialmente las conversiones de bosque a otras coberturas y usos de la tierra, en base a las cuales se procede con el cálculo de las distintas métricas de deforestación.

7. Breve historia de la deforestación en Morona Santiago

Morona Santiago fue creada el 10 de noviembre de 1953 por medio de una separación de la entonces provincia de Santiago Zamora (STCTEA 2021a). Actualmente, es la segunda provincia amazónica más extensa del país, se caracteriza por tener una vasta selva tropical en la parte este y sur de su territorio, así como áreas montañosas andinas en la parte oeste (Buntaine, Hamilton, y Millones 2015). Además, posee un alto valor ecológico, y es reconocida como uno de los 25 principales puntos críticos de biodiversidad a escala mundial (Myers et al. 2000). En los últimos quinientos años, los bosques húmedos de las tierras bajas en la zona este de la provincia han sido habitados principalmente por indígenas Shuar, y en menor medida por Achuar (Harner 1984). Para el año 1990 se estimaba que la provincia tenía una población de 90 000 habitantes, 35

000 Shuar, 4 000 Achuar, y el resto colonos no indígenas dedicados a generalmente a actividades de agricultura y ganadería (Rudel 1995).

Los patrones de deforestación identificados para el siglo XX en Morona Santiago, están fuertemente vinculados con leyes decretadas por el Estado, así como disputas que existieron entre los Shuar y los colonos, ambas relacionadas con la problemática de control de tierras (Rudel y Horowitz 1993). A partir de 1950, el gobierno ecuatoriano emprendió un esfuerzo sistemático por ocupar el territorio amazónico mediante leyes de reforma agraria, que permitieron a los colonos establecer propiedad de una extensión de tierra al utilizarla (Barsky 1984). Esto generó que un gran número de campesinos andinos pobres de la sierra sur de Ecuador, decidieran abandonar la región montañosa dominada por el minifundio y afectada por la sequía, con el objetivo de desbrozar la tierra para apropiarse y aprovechar nuevas fincas en la selva tropical (Rudel 1995).

En las décadas de 1950 y 1960, la mayoría de emigrantes optaron por seguir los caminos de acceso incompletos hacia las provincias del sur de la Amazonía, como Morona Santiago y Zamora Chinchipe (Barsky 1984). Entre 1967 y 1970, los asentamientos y la deforestación comenzaron a concentrarse en una pequeña zona entre los ríos Upano y Palora (ver Figura 6).



Figura 6. Deforestación en Morona Santiago periodo 1920-1990
Fuente: (Rudel 1995)

Cuando el valor de la tierra se estabilizó, los colonos con intereses especulativos abandonaron la región; las prioridades cambiaron de establecer una propiedad mediante desmonte, a generar ingresos a través de la compra de ganado para pastoreo de tierras (Ellickson 1994). Además, comenzaron a surgir controles sociales informales que

desalentaron invasiones de tierras y desbroces asociados a zonas en disputa, que se mantuvieron en los años siguientes 1972-1989 (Rudel 1995).

Desde 1960, tanto los mestizos que formaron cooperativas de colonización, como los Shuar que crearon asociaciones comunitarias llamadas centros, ejercían controles sociales informales que velaban por el cumplimiento de normas para evitar conflictos de propiedad, restricciones al acceso de extensiones de tierra restantes de bosque, protección de invasiones a los miembros de su comunidad, entre otros (Chiriboga, Landín, y Borja 1989). Los controles sociales informales dados en Morona Santiago ralentizaron los procesos de deforestación en ciertas zonas (Rudel 1995). Sin embargo, las medidas existentes no garantizaron una protección adecuada a las tierras situadas en los intersticios entre comunidades, donde persistió el libre acceso y se produjo una rápida deforestación (Rudel y Horowitz 1993). Como resultado, para la década de 1980, en los puntos 1 (camino a Macuma) y 2 (Taisha) de la Figura 6, grupos de colonos reclamaron y desbrozaron amplias zonas de estas tierras intersticiales.

La Figura 6 muestra una estimación de la posible extensión de deforestación entre 1920-1990 en Morona Santiago, donde la mayoría de suelo plano y apto para cultivo ya había sido reclamado por grupos de colonos o shuar (Rudel y Horowitz 1993). Además, con la construcción de las carreteras entre Macas y Puyo y desde Santiago de Méndez a Macas, se experimentó el rápido desbroce típico de la apertura de vialidad. Sin embargo, la mayor parte de las tierras del oeste de la provincia seguían siendo boscosas, y sólo una pequeña parte de ellas tenía propietarios con títulos (Rudel 1995).

A mediados de la década de 1970, con el aumento de la cantidad de crédito disponible para el desarrollo ganadero, la tasa de deforestación en la región se incrementó, y parte de los bosques relativamente intactos, permanecieron sólo en el oriente de Morona Santiago, lejos de los caminos existentes (Wasserstrom y Southgate 2013). A finales de 1980, la frontera de colonización se estabilizó, debido a que no se construyeron más caminos hacia el este de la provincia (Rudel 1995).

De acuerdo a datos oficiales de deforestación (MAE 2015, 2017a; Sierra, Calva, y Guevara 2021), entre 1990-2000 Morona Santiago ocupó el cuarto lugar y entre 2000-2022 aún se sitúa como la segunda y tercera provincia con mayor deforestación bruta a escala nacional. Los incrementos de deforestación más grandes se produjeron en los cantones Huamboya, Palora y Pablo Sexto; principalmente en las cercanías del sistema vial transamazónico debido a una actividad agrícola en progresiva expansión (Mogrovejo 2017; Camacho, Jara, y González 2022).

En la actualidad la ganadería bovina es la principal fuente directa de ingresos económicos en la provincia (FAO 2020b), cuyo crecimiento descontrolado y desorganizado promueve el asentamiento de nuevos poblados (MAG 2017). Otros autores (Bonilla-Bedoya et al. 2018; Llerena et al. 2020; Palacios y Arellano 2021) coinciden y añaden que la deforestación en Morona Santiago es también explicada como resultado de la tala ilegal, las actividades agrícolas y las industrias extractivas que construyen carreteras y explotan sus recursos naturales, generando una deforestación paulatina del bosque, así como un deterioro del suelo que soporta estas actividades antrópicas.

8. Modelos de simulación espacial

Las dinámicas espaciales de fenómenos que ocurren en la naturaleza, como es el caso de la deforestación, pueden ser representados a través de modelos matemáticos que permiten la integración de variables explicativas hacia dicho fenómeno. En la literatura científica se puede encontrar varios estudios sobre deforestación, que utilizan distintos modelos matemáticos, entre los que se destacan las cadenas de Markov y los autómatas celulares (Cabrera-Barona, Albán, y Durán 2023; Barba-Ruiz 2018; Vallejo y Medina 2019; Kura y Beyene 2020).

8.1. Cadenas de Markov

Las cadenas de Markov o proceso Markoviano, corresponde a un modelo estocástico donde el estado de un sistema está en función al valor conocido del estado anterior y a la probabilidad de transición de cada estado; es decir, el modelo considera exclusivamente el análisis de la dinámica interna del sistema (Eastman 2012).

Es un procedimiento en tiempo discreto, donde el algoritmo compara los datos de un par de mapas ráster, reconociendo cambios o permanencias (1 y 0 respectivamente), con los que se construye una matriz de probabilidad de transición representada en mapas binarios de probabilidad para el tiempo inicial y el proyectado (Valenzuela 2022).

La fórmula básica que define una cadena de Markov es la siguiente:

$$P(X_{n+1} = j | X_n = i) = P_{ij} \quad (1)$$

X_n y X_{n+1} son estados en dos momentos consecutivos del tiempo n y $n + 1$ respectivamente.

i y j son los estados particulares en los que se está interesado.

P_{ij} es la probabilidad de transición de pasar del estado i al estado j .

Esta fórmula indica que la probabilidad de pasar al estado j en el tiempo $n + 1$ dado que el sistema se encuentra en el estado i en el tiempo n es simplemente la probabilidad de transición P_{ij} . Es importante destacar que las cadenas de Markov tienen la propiedad de Markov, que establece que el futuro del proceso depende únicamente del estado presente y no de cómo se alcanzó ese estado, lo cual se conoce como propiedad de “ausencia de memoria” (Bashir et al. 2022).

8.2. Autómatas celulares

Los autómatas celulares se pueden describir como sistemas de rejilla compuestos por píxeles y un número finito de estados, los cuales están determinados por el estado previo de los píxeles vecinos dentro de una región específica, que se actualiza en cada paso discreto de tiempo de acuerdo con diversas reglas de transición (Padilla et al. 2015).

Aunque su definición sea relativamente simple, los autómatas celulares son herramientas capaces de reproducir una amplia gama de dinámicas complejas. Han sido ampliamente empleados en estudios sobre cambios de cobertura del suelo, expansión urbana, deforestación, entre otros fenómenos (Caita y Castañeda 2021).

La fórmula básica que define la evolución de un autómata celular depende de las reglas específicas que se establecen para determinar cómo cambia el estado de cada célula en función de sus estados vecinos. Sin embargo, una formulación general que describe el cambio de estado de una célula en un AC es la siguiente (Padilla et al. 2015):

$$E_{p+1}T_{ij} = f(E_pT_{ij}, E_pT_{i-1j-1}, E_pT_{i-1j}, E_1T_{i-1j+1}, E_1T_{ij-1}, E_1T_{ij+1}, E_1T_{i+1j-1}, E_1T_{i+1j}) \quad (2)$$

Donde:

T_{ij} es el estado de la autómata célula en la posición (i, j) en el espacio.

E_p es el conjunto $[a, b, c, d, \dots, n]$ de estados que podría adoptar un autómata celular en el espacio.

$E_{p+1}T_{ij}$ corresponde a un estado particular de un autómata celular según su vecindario y reglas de transición presentes.

Esta fórmula representa la evolución del autómata celular en un solo paso de tiempo. Se aplica a cada célula en la cuadrícula para determinar cómo cambia su estado en el siguiente paso de tiempo, en función de los estados de las células vecinas y las reglas definidas por la función f . Las reglas f pueden variar según el tipo de autómata celular y el fenómeno que se esté modelando.

Gráficamente, el conjunto de píxeles que conforman un autómata celular se puede representar en función al vecindario de búsqueda el cual dependerá de las reglas de transición establecidas para el modelo matemático; por ejemplo, en la Figura 7 se observa un autómata con cuatro y ocho píxeles dentro de su vecindad, estos modelos son conocidos como vecindad de Von Newman y de Moore, respectivamente (Vargas, Muñoz, y García 2020).

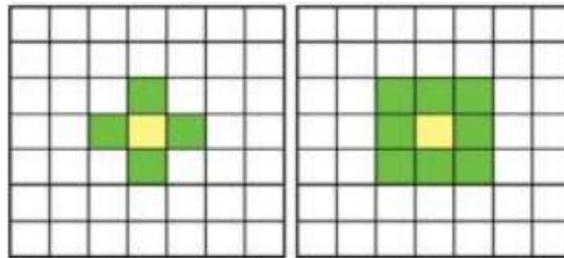


Figura 7. Autómata celular con vecindad de Von Newman (izq) y Moore (der.).
Fuente: (Vargas, Muñoz, y García 2020)

Esta técnica ha sido ampliamente usada en diversos estudios sobre el modelamiento de la deforestación, obteniendo buenos resultados para la representación de la dinámica temporal de este fenómeno (Carvalho et al. 2013; Cheng, Liu, y Zhan 2020; Dos Santos, Juvanhol, y Aguiar 2022). Por ello, es el método seleccionado para el desarrollo de este trabajo de investigación.

Capítulo segundo

Zona de estudio y metodología

1. Zona de estudio

La provincia de Morona Santiago se encuentra ubicada en el centro sur de la Región Amazónica Ecuatoriana (RAE). Según la cartografía oficial de límites establecida por CONALI, su superficie abarca aproximadamente 24 000 km², que representa un 9 % del territorio nacional, siendo la segunda provincia más extensa del país luego de Pastaza (STCTEA 2021a). Morona Santiago (ver Figura 8) limita con seis provincias, al norte con Tungurahua y Pastaza, al sur con Zamora Chinchipe, al este con la República del Perú y al oeste con Azuay, Cañar y Chimborazo. Está constituida por 12 cantones y 58 parroquias, de las cuales 13 son urbanas y 45 rurales. Su capital provincial es Macas, y se encuentra en el cantón Morona, en el centro norte de la provincia (FAO 2020b).

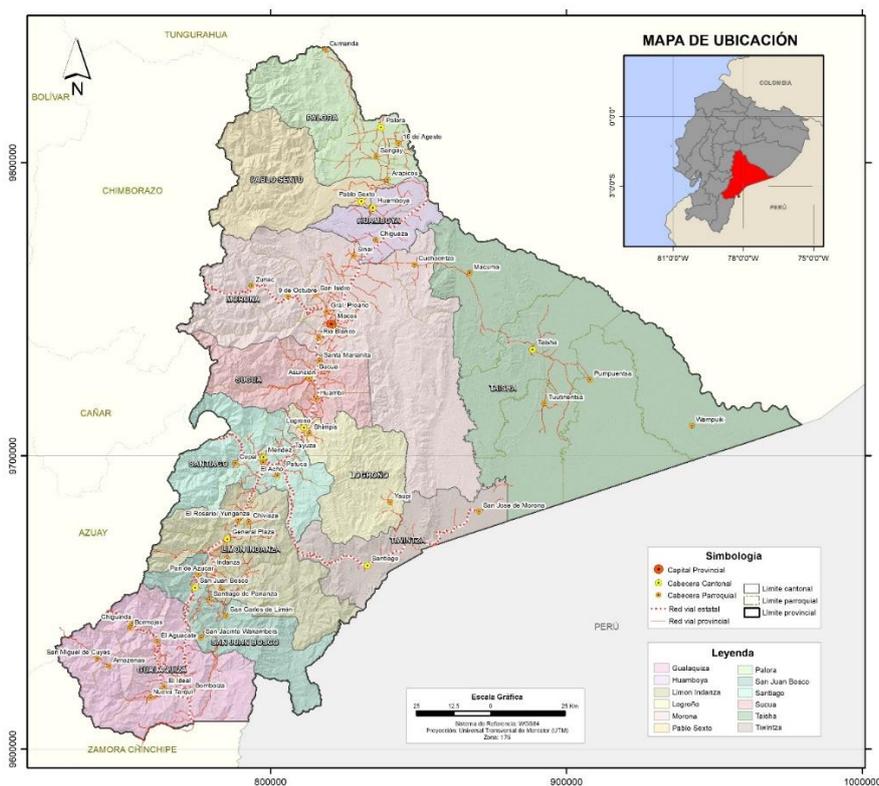


Figura 8. Organización territorial de Morona Santiago
Elaboración propia a partir de información cartográfica oficial a escala nacional

En lo que respecta a sus características fisiográficas, el rango de altitud varía entre los 200-5000 msnm, las zonas más altas se encuentran en la cordillera andina, al oeste de la provincia, con el volcán Sangay como el punto más alto; la cordillera del Kutukú, al

este de la ciudad de Macas; y las zonas más bajas se ubican en la llanura Amazónica, al noreste de la provincia, mayoritariamente en el cantón Taisha (GADPMS 2019). Estas condiciones implican la presencia de temperaturas que oscilan entre los 6°C (Parque Nacional Sangay) y los 28°C (Macuma-Taisha), con una humedad relativa que sobrepasa el 80%. En cuanto a precipitación, esta varía entre los 750-6000 mm, es constante en todo el territorio, y no presenta estación seca marcada (FAO 2017). Finalmente, los ecosistemas de alta biodiversidad se encuentran dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) y de los Bosques y Vegetación Protectora (BVP) de la provincia, y abarcan el 17 % y 16 % (total 33 %) de su territorio.

2. Metodología

Para modelar la dinámica espacial de la deforestación en Morona Santiago al año 2030, es necesario llevar a cabo una secuencia de fases consecutivas; inicialmente se genera una cuantificación de cambios en la cobertura y uso de la tierra entre 2000-2018, luego la identificación y análisis de las variables espaciales explicativas de la deforestación, y finalmente se procede con el modelamiento de la deforestación al 2030.

2.1. Cuantificación de cambio de cobertura y uso de la tierra de Morona Santiago entre 2000-2018

La cuantificación de cambio de cobertura y uso de la tierra en Morona Santiago entre 2000-2018, implica la descarga y homogenización de información geográfica oficial a escala nacional, con la finalidad de describir la dinámica general de cambio, determinar las tasas de transición e identificar transiciones significativas en la cobertura y uso de la tierra para la zona de estudio, para dos periodos de análisis a) 2000-2008 y b) 2008-2018.

2.1.1. Análisis de la información oficial de cobertura y uso de la tierra en Morona Santiago

Para este estudio se definen dos periodos de análisis: a) 2000-2008 (8 años) y b) 2008-2018 (10 años). Estos fueron seleccionados dada la disponibilidad de información oficial de cobertura y uso de la tierra a escala provincial, y considerando los criterios de estudios similares (Carvalho et al. 2013; Espinoza-Mendoza 2017; Palacios 2020), donde se recomienda una similitud en el intervalo temporal entre cada periodo de análisis, con respecto al periodo de proyección c) 2018-2030 (12 años), para modelamientos prospectivos en el cambio de cobertura y uso de la tierra. Además, se definió el 2030

como año prospectivo, ya que Ecuador adoptó la iniciativa de contrarrestar el cambio climático mediante el diseño e implementación de acciones y políticas basadas en la Agenda 2030, los Objetivos de Desarrollo Sostenible, y demás acuerdos internacionales vinculantes para el país (República del Ecuador 2019).

Inicialmente, desde el Geoportal oficial del MAATE, se descarga las capas de información geográfica correspondientes a cobertura y uso de la tierra a escala nacional, de las fechas de interés (2000, 2008 y 2018) de análisis. Luego, esta información descargada en formato vectorial (.shp) mediante el programa ArcGIS versión 10.8, procede a ser transformada en formato ráster (.tiff) con un tamaño de pixel de 30 m, que es la resolución espacial correspondiente a la escala 1:100 000, con la cual el MAATE genera originalmente esta información.

Luego, en función de la capa geográfica de límites oficiales de CONALI, se procede a recortar y extraer la información de cobertura y uso de tierra de la tierra en formato ráster con el límite de la provincia de Morona Santiago, para los años 2000, 2008 y 2018. Estos rústers finales, mantienen un tamaño de pixel de 30 metros, con un número específico de filas y columnas, cuyo sistema de referencia es WGS84 con la proyección UTM 17S.

Para la cuantificación de cambios se utilizará el primer nivel de leyenda de cobertura y uso de la tierra generada por el MAATE, y que hace referencia a las 6 clases establecidas por el IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático) a nivel mundial (MAE 2017b). En este sentido, el estudio consideró idóneo trabajar con este número de clases (categorías), dado que un nivel mayor de leyenda implicaría un costo computacional demasiado prolongado para el alcance de esta investigación. Finalmente, el cruce de capas cobertura y uso de la tierra entre dos fechas de interés (T1 y T2), permite identificar la cantidad de cambios entre las 6 categorías de cobertura y uso de la tierra en Morona Santiago.

2.1.2. Cálculo de matrices de transición

Una matriz de transición se construye en base al cruce de capas cobertura y uso de la tierra entre dos fechas de interés (T1 y T2), así permite identificar la cantidad de cambios entre sus categorías (López-Vázquez y Plata-Rocha 2009); y calcular las tasas que describen los cambios ocurridos en cada categoría de cobertura y uso de la tierra en un periodo discreto de tiempo (Benito et al. 2021). Estas tasas de transición pueden ser 1) tasas brutas, si los cambios de una categoría se expresan en unidades de área (celdas, ha,

km²) y 2) tasas netas, si los cambios se representan como porcentaje del área total de una categoría que se convertirá en otra (área del cambio/área total de la categoría antes del cambio) (Arellano y Castro 2019).

Según Soares-Filho, Rodrigues, y Costa (2010), la ecuación 3 muestra como el valor (área) de cualquier categoría en un periodo de tiempo, es la suma de los porcentajes fijos del valor de las categorías en el periodo anterior. En esta matriz, la suma a lo largo de las filas es igual a 1 y no se necesita la especificación de su diagonal, dado que el modelo no simula persistencias de una categoría, ni transiciones iguales a cero.

$$\begin{bmatrix} 1 \\ 2 \\ 3 \\ \vdots \\ j \end{bmatrix}_{t=v} = \begin{bmatrix} P_{11} & P_{12} & P_{13} & \cdots & P_{1j} \\ P_{21} & P_{22} & P_{23} & \cdots & P_{2j} \\ P_{31} & P_{32} & P_{33} & \cdots & P_{3j} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ P_{j1} & P_{j2} & P_{j3} & \cdots & P_{jj} \end{bmatrix}^v * \begin{bmatrix} 1 \\ 2 \\ 3 \\ \vdots \\ j \end{bmatrix}_{t=0} \quad (3)$$

Dinámica EGO convierte las tasas brutas en netas, y calcula dos tipos de matrices de transición: 1) single-step matrix (matriz simple) con tasas de transición para el intervalo de tiempo entre el estado inicial y final de cobertura y uso de la tierra, y 2) multiple-step matrix (matriz múltiple) con tasas de transición para un intervalo de pasos de tiempo específico (año, mes, día) (Cheng, Liu, y Zhan 2020).

Para ejecutar el submodelo cálculo de matrices de transición (ver Figura 9), se cargan como insumos las capas de cobertura y uso de la tierra del año inicial y final del periodo de análisis (a) 2000-2008 y (b) 2008-2018, estas se conectan al functor *Determinate Transition Matrix*, en el cual se especifica el número de pasos de tiempo transcurridos entre ambas fechas por periodo (8 y 10 años respectivamente). Al finalizar, se obtienen y almacenan los resultados de las matrices de transición simple y múltiple.

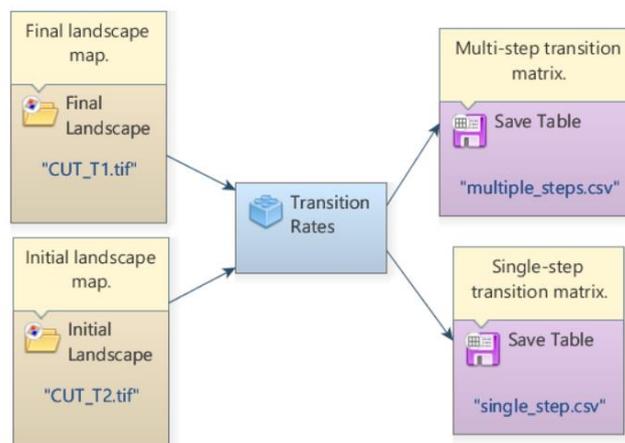


Figura 9. Submodelo de cálculo de matrices de transición

2.1.3. Identificación de transiciones sistemáticas

Dado el considerable número de transiciones existentes en los análisis de cambio de cobertura y uso de la tierra, varios estudios (López-Vázquez y Plata-Rocha 2009; Bonilla-Bedoya et al. 2014; Guayllas 2015) sugieren emplear el método basado en el análisis de matriz de tabulación cruzada propuesto por R. Pontius, Shusas, y McEachern (2004) para identificar transiciones sistemáticas entre las categorías involucradas.

Una matriz de tabulación cruzada para un periodo de interés entre dos años (T1 y T2), se construye en función de la matriz general que se muestra en la Tabla 2, en la que las filas representan las categorías del tiempo 1 (T1), las columnas las categorías del tiempo 2 (T2); y cada celda constituye la cantidad y magnitud de cambio de una categoría a otra, en términos de porcentaje del territorio de estudio.

Tabla 2

Matriz general de tabulación cruzada para comparar dos coberturas de diferente fecha

	Tiempo 2				Total tiempo 1	Pérdida L_i
	Categoría j=1	Categoría j=2	Categoría j=3	Categoría j=m		
Tiempo 1						
Categoría i=1	$P_{11(ij)}$	P_{12}	P_{13}	...	P_{1j}	$P_{1+} - P_{11}$
Categoría i=2	P_{21}	P_{22}	P_{23}	...	P_{2j}	$P_{2+} - P_{22}$
Categoría i=3	P_{31}	P_{32}	P_{33}	...	P_{3j}	$P_{3+} - P_{33}$
	:	:	:	:	:	
Categoría i	P_{i1}	P_{i2}	P_{i3}	...	$P_{i=j}$	$P_{i+} - P_{i=j}$
Total tiempo 2	P_{+1}	P_{+2}	P_{+3}		P_{+j}	
Ganancia G_j	$P_{+1} - P_{11}$	$P_{+2} - P_{22}$	$P_{+3} - P_{33}$		$P_{+j} - P_{i=j}$	

Fuente y elaboración: Adaptada a partir de (R. Pontius, Shusas, y McEachern 2004)

Donde:

P_{ij} : porcentaje del territorio total que experimenta una transición de la categoría i (tiempo 1) a la categoría j (tiempo 2); cuando $i \neq j$

P_{i+} : porcentaje del territorio total en la categoría i en el tiempo 1 ($\sum P_{ij}$ en fila i)

P_{+j} : porcentaje del territorio total en la categoría j en el tiempo 2 ($\sum P_{ij}$ en columna j)

En función de la información recopilada en la matriz de tabulación cruzada, se utilizan ecuaciones determinadas en R. Pontius, Shusas, y McEachern (2004) y citadas en otros estudios (Pineda et al. 2015; Moreno y García 2017), para estimar la persistencia, ganancias, pérdidas, intercambios, cambio neto y cambio total por categoría de cobertura y uso de tierra, en un intervalo de tiempo específico de interés (T1-T2).

Persistencia: representa el porcentaje de territorio que, para una categoría específica, muestra permanencia, es decir que se mantiene entre dos fechas de interés (T1 y T2). En la matriz de tabulación cruzada, la persistencia para una categoría $i = j$, corresponde a la celda de su diagonal, donde $P_{i=j}$.

Ganancias: representa el porcentaje de territorio que experimenta una ganancia bruta de la categoría j entre el tiempo 1 y 2. En la matriz de tabulación cruzada se representa:

$$G_{i=j} = P_{+j} - P_{i=j} \quad (4)$$

Pérdidas: representa el porcentaje de territorio que experimenta una pérdida bruta de la categoría i entre el tiempo 1 y 2. En la matriz de tabulación cruzada se representa:

$$L_{i=j} = P_{i+} - P_{i=j} \quad (5)$$

Intercambio: involucra pérdidas y ganancias al mismo tiempo de una categoría sobre el territorio, considera que por cada píxel que se pierde debe haber otro que se gane para compensar y así crear un par de píxeles de intercambio. Se puede expresar como dos veces el valor mínimo de las ganancias y las pérdidas.

$$S_j = 2x \text{MIN}(G_j, L_i); i = j \quad (6)$$

Cambio neto: representa la diferencia entre las ganancias y pérdidas para una categoría de interés (ecuación 7a), generalmente se utiliza el valor absoluto (ecuación 7b).

$$D_j = G_j - L_i; i = j \quad (7a)$$

$$|D_j| = |G_j - L_i|; i = j \quad (7b)$$

Si bien, un cambio neto en la cantidad o porcentaje de una categoría indica un cambio definitivo de la misma en territorio, que no exista no indica la ausencia de intercambios, ya que el cambio neto no capta el componente de intercambio del cambio, y puede subestimar el cambio total del territorio.

Cambio total: se puede expresar como la suma del cambio neto e intercambio, o también como la suma de la pérdidas y ganancias.

$$C_j = |D_j| + S_j \quad (8)$$

$$C_j = G_j + L_i; i = j \quad (9)$$

El análisis de persistencia, ganancias y pérdidas, brinda información general sobre el cambio de cobertura y uso de la tierra. Sin embargo, sin el estudio de la dinámica entre las celdas fuera de la diagonal de la matriz de transición, no se puede determinar transiciones sistemáticas entre categorías.

La identificación de transiciones sistemáticas en la matriz de tabulación cruzada, requiere la interpretación de transiciones en relación con los tamaños de las categorías. Así, bajo el supuesto de que, tanto las ganancias como pérdidas por categoría se mantienen constantes, el porcentaje de la transición que cabría esperar si la ganancia o pérdida en cada cambio fuera un proceso aleatorio, se calcula utilizando las ecuaciones (7) y (8) respectivamente

$$G_{ij} = (P_{+j} - P_{jj}) \left(\frac{P_{i+}}{\sum_{i=1; i \neq j}^N P_{i+}} \right) \quad (10)$$

$$L_{ij} = (P_{i+} - P_{ii}) \left(\frac{P_{+j}}{\sum_{i=1; i \neq j}^N P_{+j}} \right) \quad (11)$$

Entonces, la diferencia entre el porcentaje observado de la transición menos el porcentaje esperado de transición si la ganancia o pérdida fuera un proceso aleatorio, nos sugiere lo siguiente:

$$DG_{ij} = P_{ij} - G_{ij} \quad (12)$$

$$DL_{ij} = P_{ij} - L_{ij} \quad (13)$$

- Si la ganancia fuera un proceso aleatorio, y la diferencia (ecuación 12) es:

Positiva: La categoría i perdió más con respecto a la categoría j de lo que cabría esperar por cualquier proceso aleatorio de ganancia en esa categoría j

Negativa: La categoría i perdió menos con respecto a la categoría j de lo que cabría esperar por cualquier proceso aleatorio de ganancia en esa categoría j

- Si la pérdida fuera un proceso aleatorio, y la diferencia (ecuación 13) es:

Positiva: La categoría j ganó más con respecto a la categoría i de lo que cabría esperar por cualquier proceso aleatorio de pérdida en esa categoría i

Negativa: La categoría j ganó menos con respecto a la categoría i de lo que cabría esperar por cualquier proceso aleatorio de pérdida en esa categoría i

Finalmente, la proporción entre la diferencia (valor de transición observado – valor de transición esperado) en relación con la magnitud del valor de transición observado, tanto para un proceso aleatorio de ganancia o pérdida, se calcula:

$$PG_{ij} = \frac{P_{ij} - G_{ij}}{G_{ij}} = \frac{DG_{ij}}{G_{ij}} \quad (14)$$

$$PL_{ij} = \frac{P_{ij} - L_{ij}}{L_{ij}} = \frac{DL_{ij}}{L_{ij}} \quad (15)$$

Estas proporciones son análogas a las proporciones que forman la base de las pruebas chi-cuadrado, y sirven para el análisis de transiciones sistemáticas.

2.2. Identificación y análisis de la influencia de variables espaciales explicativas en el proceso de deforestación

La identificación y análisis de la influencia de variables espaciales explicativas en el proceso de deforestación, implica inicialmente la selección y generación de información geográfica asociada a las mismas, a posterior el cálculo y análisis de su influencia en la deforestación y finalmente un análisis de correlación espacial entre variables espaciales explicativas previo a la modelación.

2.2.1. Selección y generación de información de variables explicativas

La ejecución de un modelo de simulación está fuertemente vinculada con la selección de variables impulsoras que expliquen los cambios de interés (Espinoza-Mendoza 2017). Estas variables pueden ser elegidas según criterios basados en referencias bibliográficas, opiniones de expertos, orientación metodológica, entre otros (García-Álvarez 2018); asimismo se recomienda considerar no más de 20 variables en este tipo de modelos (Díaz-Pacheco y Hewitt 2014).

En esta investigación, la selección de variables explicativas se sustentó en la revisión de referencias bibliográficas asociadas al estudio de impulsores de la deforestación en el Bioma Amazónico (Furumo y Aide 2017; Sonter et al. 2017; Camargo et al. 2020; Nascimento et al. 2021; Orta-Martínez et al. 2018; Berenguer et al. 2022), la Amazonía Ecuatoriana (Larrea et al. 2012; Bonilla-Bedoya et al. 2014, 2018; Morillo-Trujillo 2020) y específicamente en la provincia de Morona Santiago (Sierra 2013; MAE 2016a; FAO 2020b; Palacios y Arellano 2021). En primera instancia, se reportaron como impulsores directos de la deforestación en la provincia, a la expansión agrícola (pastizales y cultivos), la construcción de infraestructura (urbanización, apertura de vías), y la explotación y/o extracción de materia prima (principalmente minería).

Adicionalmente, con la revisión de estudios previos de modelamiento espacial de deforestación (Carvalho et al. 2013; Vallejo y Medina 2019; Leija et al. 2021; Lora 2023), también se reporta la importancia de considerar la presencia o proximidad a variables vinculadas con aptitudes biofísicas de la zona de estudio, tales como la pendiente, la elevación, los ríos, el nivel de fragmentación de los ecosistemas, las figuras de

conservación, entre otras; las cuales podrían tener implicación en el cambio de cobertura y uso de la tierra.

Además, varios estudios (Baroja, Belmont, y Peck 2017; RAISG 2020) resaltan el rol protector frente a la deforestación que cumplen los territorios indígenas. Sin embargo, para Morona Santiago, no existe información oficial cartográfica sobre la delimitación precisa de sus territorios indígenas, sino áreas estimadas de estos territorios por parte de ONGs (Villa et al. 2022; RAISG 2021). Al revisar esta información no oficial, se encontró cierta inconsistencia con la realidad de la provincia, y una superposición espacial considerable con otras variables a utilizar en el modelo, lo que generaría una subestimación de la influencia positiva que tienen dichos territorios para inhibir la deforestación. Por lo tanto, se optó por no incluir esta variable en el modelo, no obstante, se resalta que una parte importante de las comunidades indígenas de la provincia, habitan dentro de las figuras de conservación existentes, siendo indirectamente considerada parte de su influencia en el fenómeno bajo estudio.

Según Soares-Filho, Rodrigues, y Costa (2010), las variables explicativas pueden clasificarse como tipo categóricas (n categorías) o continuas (datos cuantitativos). Finalmente, en base a la disponibilidad de información geográfica vinculada a los criterios expuestos, para el modelo predictivo espacio-temporal de deforestación en la provincia de Morona Santiago, se establecieron las siguientes variables explicativas (ver Tabla 3):

Tabla 3
Variables explicativas consideradas para la simulación

Variable explicativa	Tipo	Sitio de descarga del insumo	Estudio asociado
Distancia a poblados	Continua	Página oficial Prefectura Morona Santiago	(Bonilla-Bedoya et al. 2014, 2018; Vallejo y Medina 2019; Leija et al. 2021)
Distancia a vías	Continua		
Altura	Continua	Página oficial Earth Data Alaska Satellite Facility	
Pendiente	Continua		
Distancia a ríos	Continua	Geoportal IGM	(Carvalho et al. 2013; Leija et al. 2021; Lora 2023)
Distancia a Bosque y vegetación protectores	Continua	Geoportal MAATE	
Distancia a Sistema Nacional de Áreas Protegidas	Continua		
Distancia a fuentes de contaminación por minería	Continua		
Fragmentación de ecosistemas	Categórica		(Sonter et al. 2017; Vallejo y Medina 2019)
Áreas bajo conservación Programa socio bosque	Categórica		(Leija et al. 2021)
			(Carvalho et al. 2013)

Fuente y elaboración propias.

La información geográfica que se emplee y genere por cada variable explicativa, implica un proceso de transformación de formato vectorial (.shp) a formato ráster (.tiff) con el programa ArcGIS versión 10.8 (ver Anexo 1). En este proceso, cada variable preserva la estructura de las capas de cobertura y uso de la tierra recortadas para la zona de estudio, es decir, la misma resolución espacial (30 metros), número de filas, columnas, sistema de referencia y proyección (WGS84 UTM 17S).

2.2.2. Cálculo de los rangos y pesos de evidencia de las variables espaciales explicativas

Los pesos de evidencia es una técnica bayesiana que calcula la influencia de una variable explicativa sobre una transición determinada (Oré et al. 2021). Dado que este método es aplicable solo a variables categóricas, resulta necesario llevar a cabo un proceso de categorización (cálculo de rangos) para las variables continuas, que garantice la preservación de la estructura original de sus datos (Reyna, Reyna, y Vines 2017).

Dinámica EGO mediante una adaptación del método de Agterberg y Bonham-Carter (1990), calcula rangos de una variable continua x . Para ello, establece un incremento mínimo (Dx) en función del cual se construyen n buffers incrementales (Nx) con intervalos que van desde $x_{minimum}$ a $x_{minimum} + nDx$ (por ejemplo. 0-100; 0-200; ...; 0-10.000). Para cada buffer incremental (Nx) (por ejemplo. 0-100), An representa el número de celdas contenidas en él, y dn el número de celdas del evento-transición D dentro de este buffer, cuyos valores sirven para obtener una secuencia ordenada de buffers $N(x_{minimum} + nDx)$. Finalmente para cada buffer se calcula un peso de evidencia W^+ (Soares-Filho, Rodrigues, y Costa 2010).

Al graficar la secuencia ordenada de cantidades de An vs $An * exp(W^+)$, se pueden determinar puntos de quiebre mediante el algoritmo generador de líneas; para ello considerando dx como la distancia entre dos puntos a lo largo de x , y estableciendo los parámetros: 1) intervalo de mínima distancia en x ; $mindx$; 2) intervalo de máxima distancia en x ; $maxdx$ y 3) un ángulo de tolerancia ft ; un punto de quiebre es definido cada vez que $dx > maxdx$ y/o si se excede el ángulo de tolerancia ft . Así, como se ilustra en la Figura 10, al unir los puntos de quiebre con líneas rectas se definen los rangos subsecuentes para una variable continua x (Soares-Filho, Rodrigues, y Costa 2010).

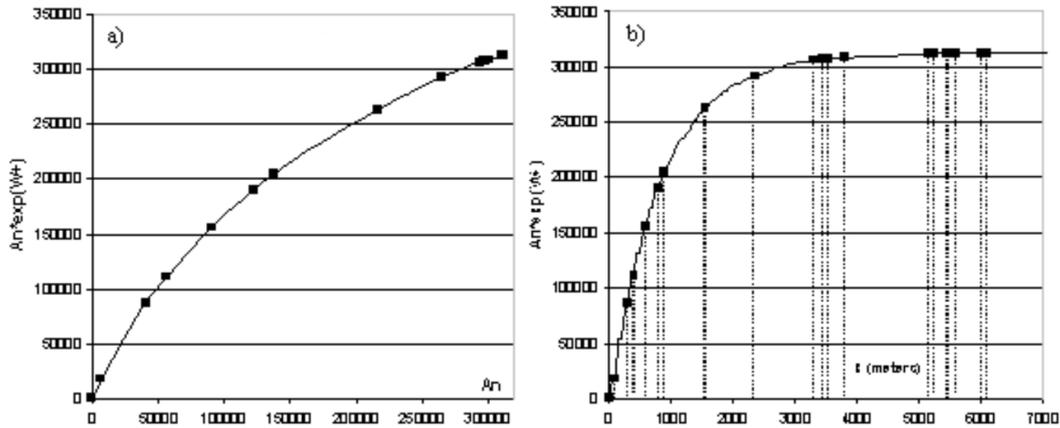


Figura 10. a) An vs $An * exp(W^+)$ para determinación de puntos de quiebre en variable distancia a vías y b) distancia a vías (metros) vs $An * exp(W^+)$ para la determinación de rangos.
Fuente: (Soares-Filho, Rodrigues, y Costa 2010)

En el submodelo cálculo de rangos de pesos de evidencia (ver Figura 11), se cargan como insumos las capas de cobertura y uso de la tierra del año inicial y final de acuerdo al periodo de análisis (a) 2000-2008 y (b) 2008-2018; y un cubo raster, los cuales son conectados al functor *Determine weights of evidence ranges*. Cabe resaltar que, este cubo raster estaría conformado por un conjunto de n bandas, pertenecientes a las n variables explicativas.

Además, en este submodelo, Dinámica EGO también emplea el functor *Calculate distance map*, el cual incorpora variables explicativas dinámicas (distancia a cada categoría de cobertura y uso de la tierra) que son actualizadas durante las iteraciones de la simulación, y contrastan con las variables explicativas estáticas dentro del cubo raster, las cuales no cambian a lo largo de la simulación.

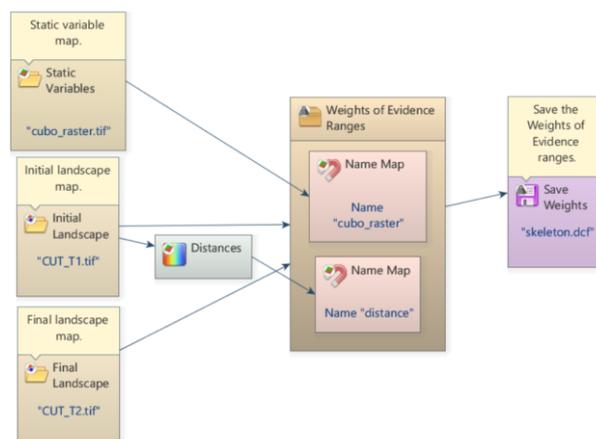


Figura 11. Submodelo para el cálculo de rangos de pesos de evidencia

Antes de ejecutar el submodelo, es necesario la edición del functor *Determine weights of evidence ranges*, lo cual implica agregar las transiciones a modelar, y en cada

transición, identificar las variables dinámicas y estáticas; para el caso de estas últimas, se define si son categóricas o continuas. Asimismo, se especifican ciertos parámetros, los cuales son base para generar los rangos que se establecerán en las variables continuas.

Los valores de estos parámetros (ver Figura 12) se establecieron en base a los criterios sugeridos por Soares-Filho, Rodrigues, y Costa (2010) y también a los utilizados en otros estudios con Dinámica EGO (Campos 2018; Arellano y Castro 2019; Palacios 2020). Así, se especificó lo siguiente 1) un mindx (delta mínimo) de 1 celda 2) un maxdx (delta máximo) de 500 000 celdas 3) un ángulo de tolerancia de 5° y 4) un incremento del tamaño de la celda de los insumos (30 m). Sólo para la variable pendiente, se consideró un incremento de 10, ya que el de 30 reducía considerablemente sus rangos. El producto de este submodelo consiste en un archivo de armazón de pesos de evidencia (*skeleton*) el cual almacena los rangos del proceso de categorización, pero sin valores de pesos.

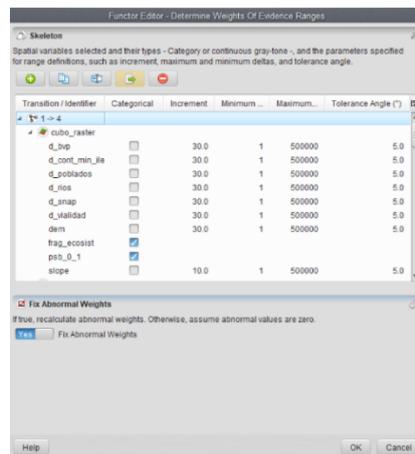


Figura 12. Submodelo para el cálculo de rangos de pesos de evidencia

Luego, se calculan los coeficientes de los pesos de evidencia, los cuales son ponderaciones a los rangos definidos en cada variable explicativa, representando así su influencia en la probabilidad espacial de ocurrencia de una transición D (Soares-Filho, Rodrigues, y Costa 2010).

Si un área de estudio tiene $N(T)$ celdas, y una transición D se produce en $N(D)$ celdas, la probabilidad y cociente de que se presente esa transición D puede calcularse según las ecuaciones (16) y (17) respectivamente:

$$P(D) = \frac{N(D)}{N(T)} \quad (16)$$

$$O(D) = \frac{P(D)}{1 - P(D)} = \frac{P(D)}{P(\bar{D})} \quad (17)$$

Por tanto, W^+ es el peso de evidencia cuando dada la presencia de una variable explicativa representada por B , se produce una transición D , y se expresa así:

$$W^+ = \ln \frac{P(B/D)}{P(B/\bar{D})} \quad (18)$$

$$W^- = \ln \frac{P(\bar{B}/D)}{P(\bar{B}/\bar{D})} \quad (19)$$

$$C = W^+ - W^- \quad (20)$$

Por otro lado, W^- es el peso de evidencia cuando dada la ausencia de la misma variable explicativa (\bar{B}), se produce una transición D . Así, C representa el contraste que mide el efecto de asociación o repulsión de la presencia de una variable explicativa sobre una transición D , donde valores cercanos a 0 representa que no tiene efecto, valores positivos altos representan una asociación alta, y valores negativos altos una repulsión alta (Cheng, Liu, y Zhan 2020).

La finalidad de los pesos de evidencia, es generar un mapa de probabilidad de transición espacial, donde la probabilidad de que una celda en la posición (x,y) cambie de un estado i a j (siendo i y j categorías de cobertura y uso de la tierra) bajo la presencia de un conjunto de variables explicativas (B, C, D, \dots, N), según Soares-Filho, Rodrigues, y Costa (2010) se expresaría así:

$$P(i \rightarrow j/B \cap C \cap D \dots \cap N) = \frac{e^{\sum W^+}}{1 + e^{\sum W^+}} \quad (21)$$

Los coeficientes de los pesos de evidencia pueden calcularse de forma automática, así como también pueden ser editados para generar otros escenarios.

Para la ejecución del submodelo cálculo de coeficientes de pesos de evidencia (ver Figura 13), se cargan como insumos las capas de cobertura y uso de la tierra del año inicial y final de acuerdo al periodo de análisis (a) 2000-2008 y (b) 2008-2018; el cubo raster y el armazón de pesos de evidencia (*skeleton*), los cuales son conectados al functor *Determine weights of evidence coefficients*. Su resultado es el armazón con los respectivos coeficientes de pesos de evidencia (*weights*).

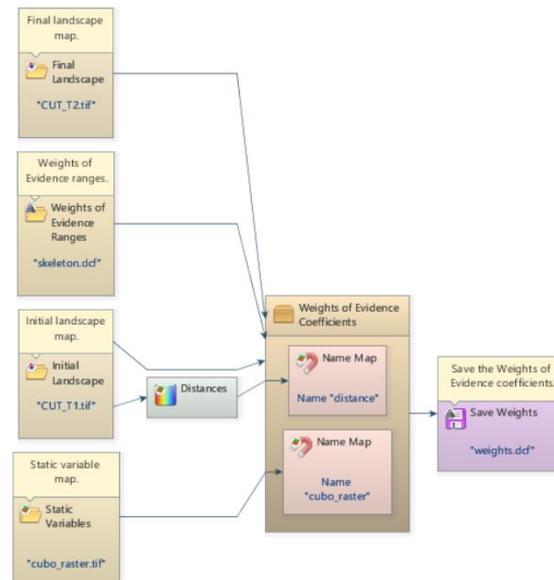


Figura 13. Submodelo para el cálculo de coeficientes de pesos de evidencia

2.2.3. Análisis de correlación espacial entre variables explicativas

Dado que la aplicación del método de pesos de evidencia requiere el cumplimiento del supuesto de independencia espacial entre variables explicativas, es necesario aplicar tests estadísticos, que permitan comprobar la validez de este supuesto (Soares-Filho, Rodrigues, y Costa 2010). En este contexto, Dinámica EGO permite calcular varios indicadores, siendo el estadístico de Cramer uno de los más utilizados (Espinoza-Mendoza 2017; Cheng, Liu, y Zhan 2020; Leija et al. 2021). Los valores de Cramer pueden oscilar en el rango de 0 a 1, donde 0 indica ausencia de correlación, y 1 el nivel máximo de correlación entre un par de variables categóricas; si bien, no existe un valor límite preciso para descartar una variable, se recomienda que no supere el valor de 0.5 (Palacios 2020).

El submodelo análisis de correlación espacial entre variables (ver Figura 14), requiere como insumos las capas de cobertura y uso de la tierra del año inicial del periodo de análisis (a) 2000-2008 y (b) 2008-2018, el cubo raster y el almacén de los coeficientes de pesos de evidencia (*weight*); los cuales se conectan al functor *Determinate weights of evidence correlation*. Al finalizar, se obtiene una tabla de reporte, donde por transición y par de variables analizadas, se muestra el valor de los indicadores de correlación, entre ellos Cramer para su respectivo análisis.

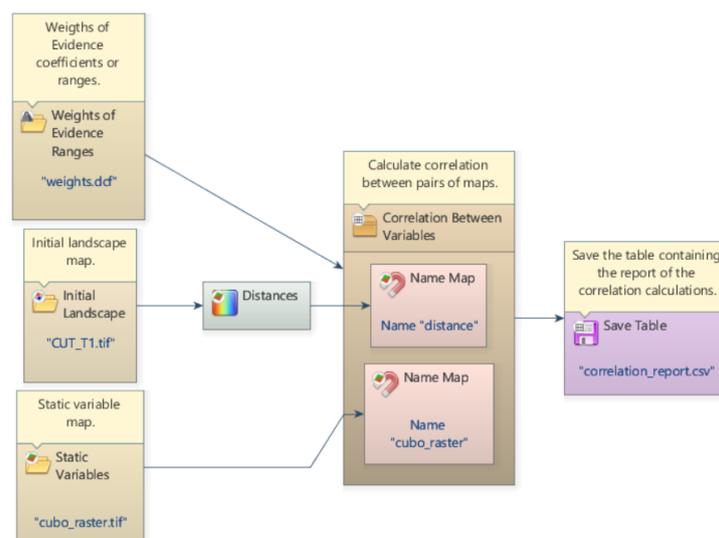


Figura 14. Submodelo para análisis de correlación espacial

2.3. Modelamiento de la dinámica espacial de deforestación en Morona Santiago bajo un escenario tendencial y de conservación al año 2030

El modelamiento de la dinámica espacial de deforestación en Morona Santiago al año 2030, implica como partida la calibración y validación del modelo de simulación a utilizar, posterior a ello, se identifican y determinan las condiciones presentes o posibles en torno a la deforestación para los escenarios de interés (tendencial y conservacionista). Finalmente, se generan y analizan los escenarios de deforestación al año 2030.

2.3.1. Ejecución y validación del modelo de simulación

Para simulaciones de cambios futuros, Dinámica EGO emplea un modelo de autómatas celulares que integra dos operadores de asignación de cambios (funciones complementarias) denominados: Expander y Patcher (Maeda et al. 2011). La primera función expande o contrae parches preexistentes de una categoría de cobertura y uso de la tierra, mientras que la segunda función crea nuevos parches mediante un mecanismo semilla (selección de una celda núcleo del nuevo parche) (Carvalho et al. 2013).

Para llevar a cabo una simulación futura mediante iteraciones (pasos de tiempo), es necesario especificar para cada transición, el porcentaje de cambios ejecutados por el operador Expander y el complemento de dicho porcentaje por el operador Patcher. También se deben definir parámetros vinculados con la geometría (tamaño y forma) de los parches, como son el tamaño medio, la varianza del tamaño y la isometría, en el caso de ambos operadores (Malek, Boerboom, y Glade 2015; Palacios 2020).

Aunque no exista una metodología específica para determinar valores concretos en estos parámetros, algunos estudios (Soares-Filho et al. 2003; Soares-Filho, Rodrigues, y Costa 2010) sugieren emplear ciertas métricas del paisaje como referencia, tales como el índice de cohesión y la dimensión fractal, que reflejan la fragmentación y complejidad del parche respectivamente.

- Índice de cohesión

Indica el nivel de fragmentación de una clase en el paisaje. Su valor varía entre 0-100, donde valores altos indican menor fragmentación o más agrupación, y valores menores mayor fragmentación o desagregación (McGarigal, Ene, y Cushman 2023). Su cálculo se realiza así:

$$COHESION = \left[1 - \frac{\sum_{j=1}^n p_{ij}^*}{\sum_{j=1}^n p_{ij}^* \sqrt{a_{ij}^*}} \right] * \left[1 - \frac{1}{\sqrt{Z}} \right]^{-1} * 100 \quad (22)$$

Donde p_{ij}^* es el perímetro del parche ij expresado como número de superficies de celda, a_{ij}^* es el área del parche ij en términos de número de celdas y Z el número total de celdas del paisaje.

- Dimensión fractal

Indica la complejidad de la forma en una variedad de tamaños del parche. Su valor oscila entre 1-2, donde 1 indica formas con perímetros muy simples (cuadrados) y 2 formas con perímetros más complejos (McGarigal, Ene, y Cushman 2023). Matemáticamente se expresa así:

$$FRAC = \left[\frac{2 \ln(0,25 p_{ij})}{\ln a_{ij}} \right] \quad (23)$$

Donde p_{ij} es el perímetro del parche (m), a_{ij} es el área del parche ij (m²).

Para la ejecución del modelo de simulación (ver Figura 15), se cargan como insumos la capa de cobertura y uso de la tierra del año inicial, la matriz de transición múltiple, el cubo raster y el armazón de los coeficientes de los pesos de evidencia. Todos estos insumos ingresan a distintos functors alojados en el functor *Repeat*, que es el encargado de ejecutar el número de iteraciones (pasos de tiempo) para cada de periodo de análisis (a) 2000-2008 (8 iteraciones) y (b) 2008-2018 (10 iteraciones).

Por cada iteración el functor *Calculate weights of evidence probability map* calcula un mapa de probabilidades de transición, que ingresa al functor *Allocate*

transitions, donde se encuentran los operadores *Expander* y *Patcher*, los cuales se encargan de asignar las transiciones correspondientes a las celdas de mayor probabilidad.

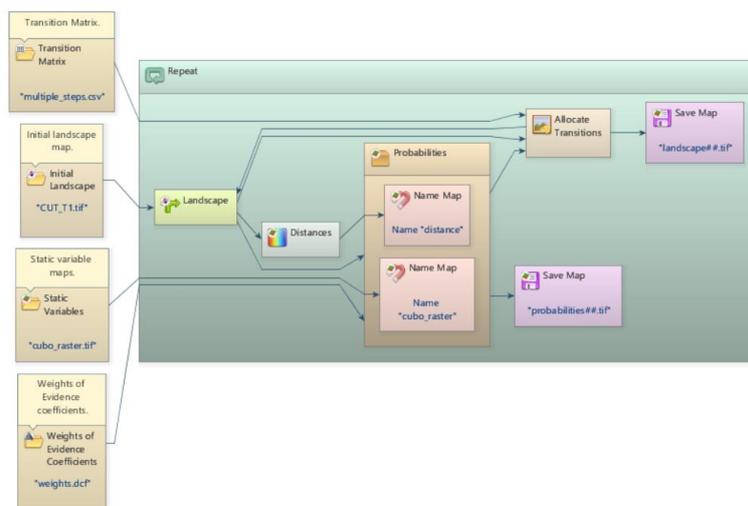


Figura 15. Modelo de simulación

Previo a la ejecución del modelo de simulación, es necesaria la edición del functor *Allocate transitions*, lo cual implica definir valores específicos en los parámetros empleados por los operadores *Expander* y *Patcher*. Así, en función de los criterios sugeridos por Soares-Filho, Rodrigues, y Costa (2010), se fija un tamaño medio del parche (mean patch size) de 0,36 ha y una varianza de tamaño del parche (patch size variance) de 0,72 ha para ambos autómatas celulares; esto basado en que el tamaño de una celda en la zona de estudio es de 0,09 ha (30x30 metros), y los parches a formarse tendrían un tamaño promedio de 4 celdas y una varianza de 8 celdas.

En cuanto a la definición de los valores de isometría del parche y porcentaje de cambios realizados por *Expander* y *Patcher*; se tomaron como referencia los resultados de las métricas del paisaje a nivel de clase, correspondientes a índice de cohesión y dimensión fractal respectivamente, los cuales fueron calculados por cada transición mediante el software *Fragstats v4.2* (ver Figura 16). El resultado es un mapa de cobertura y uso de la tierra simulado al año final según el periodo de análisis, (a) 2000-2008 y (b) 2008-2018.

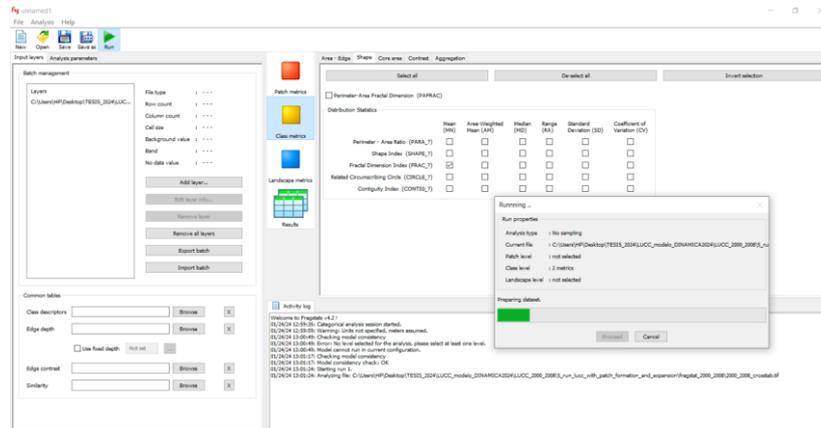


Figura 16. Interfaz de Fragstats v4.2 para el cálculo de métricas del paisaje a nivel de clase

Para la validación, se han propuesto diversos métodos basados en la vecindad de celdas (Costanza 1989; Power, Simms, y White 2001; G. Pontius 2002), los cuales permiten medir la similitud de patrones espaciales entre dos mapas (real vs simulado y viceversa). Aunque en esta comparación de mapas no exista una coincidencia exacta de celda por celda, puede darse una concordancia espacial dentro de cierta vecindad celdas (Maeda et al. 2011).

En este sentido, Dinámica EGO emplea medidas de similitud difusa aplicadas en un contexto de vecindario para evaluar el rendimiento de un modelo de simulación a distintos niveles de tolerancia o tamaños de ventana (Arellano y Castro 2019). El método de similitud difusa puede ponderar la influencia de la vecindad de celdas mediante dos tipos de funciones: (a) función de decaimiento exponencial para un tamaño de ventana fija, que usa la distancia para ponderar la distribución de las celdas vecinas alrededor de una celda central y (b) función de decaimiento constante usando ventanas múltiples de número impar, en la que todos los pesos de las celdas dentro de la ventana se establecen en uno (Soares-Filho, Rodrigues, y Costa 2010).

La metodología de validación sugerida en Dinámica EGO (Soares-Filho, Rodrigues, y Costa 2010), consiste en utilizar el mapa final real del periodo en análisis, usado en la construcción del modelo. Esta validación viene justificada bajo el hecho de que, a diferencia de otros modelos que solo extrapolan cambios en la cobertura y uso de la tierra fuera del periodo de análisis, Dinámica EGO genera un mapa final simulado que hereda los patrones espaciales del mapa inicial real, y que es distinto al mapa final real del periodo en análisis. En este sentido, la validación evalúa los cambios entre el mapa inicial real y final real, y también entre el mapa inicial real y final simulado del periodo

en análisis, para calcular una similitud bidireccional, que permita garantizar una modelización de cambios con precisión (Soares-Filho et al. 2003; Carvalho et al. 2013).

Finalmente, producto de la comparación bidireccional de los cambios simulados versus los cambios reales, se obtienen dos tipos de porcentajes de similitud difusa por cada tamaño de ventana. Soares-Filho, Rodrigues, y Costa (2010) recomienda elegir el valor de similitud mínima, para evitar sobredimensionar el rendimiento del modelo.

Para validar el modelo de simulación (ver Figura 17), se utiliza la medida de similitud con función de caída constante y múltiples ventanas que varían de 1 a 11 celdas, para lo cual se cargan como insumos, las capas de cobertura y uso de la tierra del año inicial y final, y la capa simulada al año final de acuerdo al periodo de análisis (a) 2000-2008 y (b) 2008-2018.

Mediante estos insumos se calculan los cambios reales y simulados, que ingresan al functor *Calculate Reciprocal Similarity Map*, para obtener las similitudes. Finalmente, como resultado se obtiene una tabla que por tamaño de ventana indica el valor de la mínima y máxima similitud obtenida en el modelo de simulación.

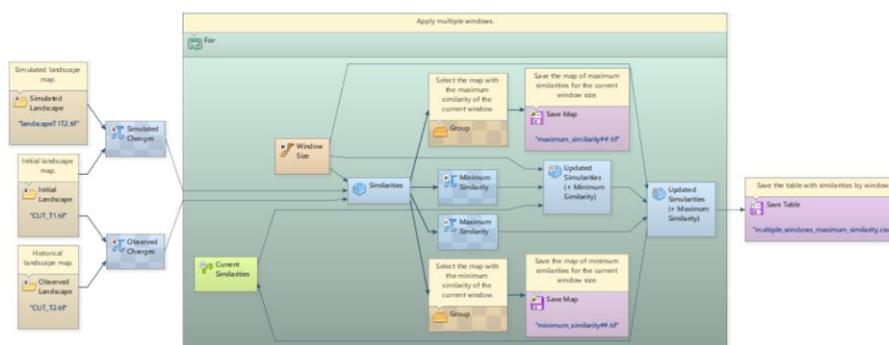


Figura 17. Submodelo de validación por función de caída constante y ventanas múltiples

2.3.2. Determinación de condiciones para escenarios de deforestación

Existen varias propuestas metodológicas para abordar el diseño de escenarios de cambios territoriales, siendo uno de los desafíos más importantes, la definición del comportamiento de variables vinculadas con el fenómeno de estudio (Salas-Bourgoin 2013). En esta investigación, se presenta una propuesta que adapta ciertos lineamientos de la metodología de prospectiva territorial planteada en 2019 por la Secretaría Técnica Planifica Ecuador (STPE) actualmente Secretaría Nacional de Planificación (SNP), y los incorpora en el ámbito de los sistemas de información geográfica para la generación de un escenario conservacionista alternativo a un escenario tendencial de deforestación.

Como primer paso, se genera un diagnóstico estratégico en torno al fenómeno de estudio; esto implica el análisis de estadísticas e información derivado de la cuantificación de cambio de cobertura y uso de la tierra en Morona Santiago, para establecer una línea base de datos referentes a deforestación bruta, neta y regeneración¹ en los dos periodos de análisis a) 2000-2008 y b) 2008-2018.

Luego, se procede con la revisión de prioridades contenidas en políticas públicas a escala nacional y local de diferentes instrumentos de planificación, las cuales describen acciones específicas para promover el desarrollo de un territorio (STPE 2019). En este contexto, se identifican objetivos y lineamientos asociados con la reducción de la deforestación, así como la recuperación y conservación de bosques, con la finalidad de identificar posibles variables territoriales que motiven cambios a futuro.

A continuación, se enlistan los documentos revisados:

- Plan Nacional de Desarrollo
- Estrategia Nacional de Cambio Climático (ENCC)
- Contribución Determinada a Nivel Nacional (NDC)
- PDOT provincial de Morona Santiago

Finalmente, en función de esta información y lo obtenido en la ejecución y validación del modelo tendencial de simulación, se determinan y describen las condiciones en torno al comportamiento de variables y/o parámetros de la dinámica de deforestación en la zona de estudio, para los escenarios de interés (tendencial y conservacionista).

2.3.3. Generación de escenarios de deforestación al año 2030

Para la generación de los escenarios de deforestación (tendencial y conservacionista), se procede a mantener, ingresar y/o acoplar las condiciones anteriormente definidas en el modelo de simulación de Dinámica EGO. Finalmente, se procede con el análisis del cambio de cobertura y uso de la tierra al año 2030 y de la variación de deforestación y regeneración de bosque que se generaría en Morona Santiago en ambos escenarios.

¹ La deforestación bruta, neta y regeneración de la línea base se estiman a partir de la categoría Bosque del primer nivel de leyenda de la cobertura y uso de la tierra

Capítulo tercero

Análisis de resultados y discusión

1. Análisis de resultados

1.1. Cuantificación de cambio de cobertura y uso de la tierra de Morona Santiago entre 2000-2018

1.1.1. Análisis de la información oficial de cobertura y uso de la tierra en Morona Santiago

Se emplearon datos de cobertura y uso de la tierra oficial nivel I (6 categorías) considerando la disponibilidad y similitud de intervalos temporales en cada periodo (2000-2008, 2008-2018). La Figura 18 muestra su distribución espacial en la provincia.

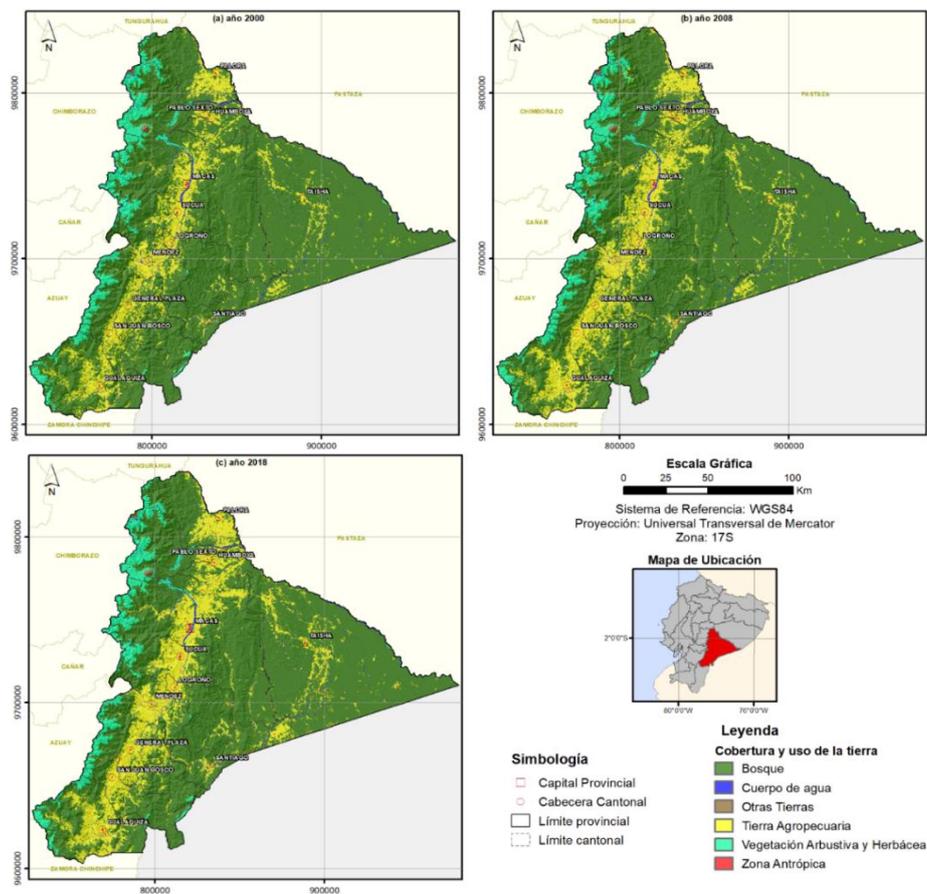


Figura 18. Cobertura y uso de la tierra en Morona Santiago años (a) 2000, (b) 2008 y (c) 2018. Elaboración propia a partir de la información oficial de cobertura y uso de la tierra a escala nacional

En la Tabla 4 y Figura 19 se presenta una estimación de las distintas áreas y porcentajes que cubre cada una de las 6 categorías principales (nivel I) en Morona Santiago, representando un panorama general de su dinámica de cambio.

Tabla 4
Cobertura y uso de la tierra en Morona Santiago en los años 2000, 2008 y 2018

Cobertura y uso de la tierra	Año 2000		Año 2008		Año 2018	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Bosque	1 886 017,41	78,57	1 811 05,65	75,45	1 742 742,18	72,60
Cuerpo de Agua	30 048,75	1,25	30 141,63	1,26	28 587,78	1,19
Otras Tierras	4 612,05	0,19	4 714,65	0,20	4 928,58	0,21
Tierra Agropecuaria	335 928,78	13,99	410 882,85	17,12	472 997,61	19,70
Vegetación Arbustiva y Herbácea	142 153,83	5,92	140 648,67	5,86	143 838,18	5,99
Zona Antrópica	1 677,69	0,07	2 994,21	0,12	7 344,18	0,31
Total	2 400 438,51	100,00	2 400 438,51	100,00	2 400 438,51	100,00

Elaboración propia a partir de la información oficial de cobertura y uso de la tierra a escala nacional

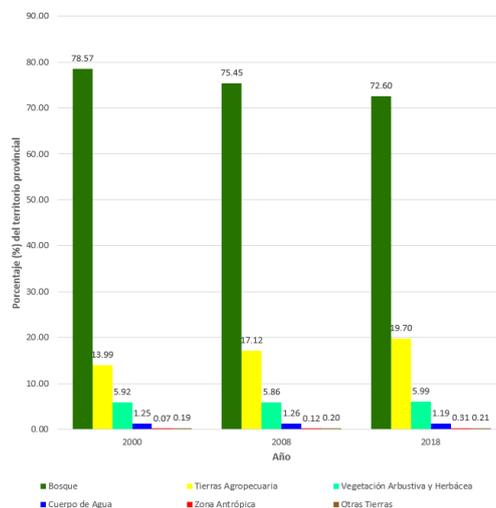


Figura 19. Porcentaje de territorio provincial por cobertura y uso de la tierra en 2000, 2008 y 2018 en Morona Santiago.

Elaboración propia a partir de la información oficial de cobertura y uso de la tierra a escala nacional

Al analizar los valores presentados, se evidencia que “Bosque”, “Tierra Agropecuaria” y “Vegetación Arbustiva y Herbácea” son las tres categorías con mayor extensión en la zona de estudio, cubriendo aproximadamente un 98 % del territorio. Por otro lado, las categorías restantes “Cuerpo de Agua”, “Otras Tierras” y “Zona Antrópica” abarcan menos del 2 %. Esta dinámica es similar en las tres fechas de análisis.

Además, se aprecia que para los periodos 2000-2008 y 2008-2018, la categoría “Bosque” experimentó una pérdida neta de 74 960,91 ha y 68 314,32 ha respectivamente, pasando de cubrir un 78,57 % a un 72,60 % del territorio total de la provincia entre 2000-

2018. Mientras que, “Tierra Agropecuaria”, experimentó los mayores incrementos netos en ambos periodos, pasando de ocupar un 13,99 % a un 19,59 % del área total de Morona Santiago entre 2000-2018.

Finalmente, en el caso de las categorías restantes como “Vegetación Arbustiva y Herbácea”, “Cuerpo de Agua”, “Otras Tierras” y “Zona Antrópica”, en ambos periodos de tiempo, llegan a experimentar pérdidas e incrementos que no superan el 1 % del territorio. De todas estas categorías, “Zona Antrópica” presentó el mayor incremento en términos de superficie, pasando de abarcar 1 677,69 ha de territorio en el año 2000 a 7 344,18 ha en el año 2018, es decir aumentó casi cuatro veces su tamaño.

1.1.2. Cálculo de matrices de transición

Se obtiene como resultado una matriz de transición con tasas brutas, donde las transiciones entre categorías de cobertura y uso de la tierra se resumen en número de celdas; cada celda (30x30m) a su vez representa 0,09 ha. Esto es calculado para cada periodo de interés (ver Tabla 5 y Tabla 6):

Tabla 5
Matriz de transición con tasas brutas – número de celdas por transición (2000-2008)

T2=2008							Total T1=2000
Bosque	Cuerpo de Agua	Otras Tierras	Tierra Agropecuaria	Vegetación Arbustiva y Herbácea	Zona Antrópica		
T1=2000							
Bosque	19'757 337	1 116	2 229	1 192 579	563	1 925	20'955 749
Cuerpo de Agua	0	333 755	91	14	0	15	333 875
Otras Tierras	1 203	0	41 334	1373	7 183	152	51 245
Tierra Agropecuaria	356 254	19	2 406	3'360 371	998	12 494	3'732 542
Vegetación Arbustiva y Herbácea	8 056	17	6 325	11 028	1'554 019	42	1'579 487
Zona Antrópica	0	0	0	0	0	18 641	18 641
Total T2=2008	20'122 850	334 907	52 385	4'565 365	1'562 763	33 269	26'671 539

Elaboración propia

Tabla 6
Matriz de transición con tasas brutas – número de celdas por transición (2008-2018)

T2=2018							Total T1=2008
Bosque	Cuerpo de Agua	Otras Tierras	Tierra Agropecuaria	Vegetación Arbustiva y Herbácea	Zona Antrópica		
T1=2008							
Bosque	19'051 983	8 040	6 998	1'042 482	4 100	9 247	20'122 850
Cuerpo de Agua	3 306	271 994	5 945	44 308	8 491	863	334 907
Otras Tierras	812	3 789	38 482	3 379	5 731	192	52 385
Tierra Agropecuaria	307 487	31 334	2 653	4'163 839	22'340	37 712	4'565 365
Vegetación Arbustiva y Herbácea	214	2 485	684	1 521	1'557 540	319	1'562 763
Zona Antrópica	0	0	0	0	0	33 269	33 269
Total T2=2018	19'363 802	317 642	54 762	5 255 529	1 598 202	81 602	26'671 539

Elaboración propia

En función de estas tasas brutas, Dinámica EGO calculó la matriz de transición simple (single-step matrix) y múltiple (multiple-step matrix), que indican tasas de transición por todo el periodo de análisis (T1-T2) y por cada unidad de paso temporal (año) respectivamente. A continuación, se muestran las respectivas matrices por periodo:

Tabla 7
Matriz de transición simple (2000-2008)

	T2=2008						Tasa de transición por periodo (T1-T2)
	Bosque	Cuerpo de Agua	Otras Tierras	Tierra Agropecuaria	Vegetación Arbustiva y Herbácea	Zona Antrópica	
T1=2000							
Bosque	xxx	0,0000533	0,0001064	0,0569094	0,0000269	0,0000919	0,0571877
Cuerpo de Agua	---	xxx	0,0002726	0,0000419	---	0,0000449	0,0003594
Otras Tierras	0,0234755	---	xxx	0,0267929	0,1401698	0,0029661	0,1934042
Tierra Agropecuaria	0,0954454	0,0000051	0,0006446	xxx	0,0002674	0,0033473	0,0997098
Vegetación Arbustiva y Herbácea	0,0051004	0,0000108	0,0040045	0,0069820	xxx	0,0000266	0,0161242
Zona Antrópica	---	---	---	---	---	xxx	---

Elaboración propia

Tabla 8
Matriz de transición múltiple (2000-2008)

	T2=2008						Tasa de transición por año
	Bosque	Cuerpo de Agua	Otras Tierras	Tierra Agropecuaria	Vegetación Arbustiva y Herbácea	Zona Antrópica	
T1=2000							
Bosque	xxx	0,0000068	0,0000125	0,0076552	0,0000018	0,0000002	0,0076765
Cuerpo de Agua	---	xxx	0,0000374	0,0000050	---	0,0000056	0,0000480
Otras Tierras	0,0030910	---	xxx	0,0037012	0,0193582	0,0004006	0,0265510
Tierra Agropecuaria	0,0128381	0,0000004	0,0000920	xxx	0,0000291	0,0004380	0,0133976
Vegetación Arbustiva y Herbácea	0,0006135	0,0000013	0,0005527	0,0008970	xxx	0,0000012	0,0020657
Zona Antrópica	---	---	---	---	---	xxx	---

Elaboración propia

Durante el periodo 2000-2008, se producen un total de 22 transiciones (ver Tabla 5). Las tasas de transición calculadas indican el porcentaje de cambio de cada categoría por unidad de tiempo, que es 8 años para la matriz simple (ver Tabla 7) y 1 año para la matriz múltiple (ver Tabla 8). En este sentido, se aprecia que el bosque existente en el año 2000 experimentó cambios a una tasa total del 5,72 % para el año 2008; y una tasa anual de 0,77 %. Específicamente la transición bosque a tierra agropecuaria fue la de mayor incidencia; y presentó una tasa de 5,69 % durante el periodo de 8 años, y una tasa de 0,76 % por año.

Por otro lado, dentro de este periodo de 8 años, la transición de tierra agropecuaria a otras categorías de cobertura y uso de la tierra registró una tasa total del 9,97 %; y una tasa de 1,34 % por año. Al mismo tiempo, la transición específica dominante es la de tierra agropecuaria a bosque, con una tasa por periodo de 9,55 %, y una anual de 1,34 %.

En el caso de la transición otras tierras a otras categorías de cobertura y uso de la tierra, esta presenta una tasa total del 19,34 % dentro del periodo de 8 años, y una tasa de transición anual del 2,66 %. Además, la transición de mayor incidencia es la de otras tierras a vegetación arbustiva y herbácea, la cual presenta una tasa total del 14,02 % por periodo y una tasa de transición del 1,94 % por año.

Finalmente, las transiciones cuerpo de agua o vegetación arbustiva a otras categorías de cobertura y uso de la tierra, ambas presentan bajas tasas por periodo, de 1,61 % y 0,04 % respectivamente. Asimismo, presentan tasas de transición anuales correspondientes a 0,21 % y 0,005 %.

Tabla 9
Matriz de transición simple (2008-2018)

	T2=2008						Tasa de transición por periodo (T1-T2)
	Bosque	Cuerpo de Agua	Otras Tierras	Tierra Agropecuaria	Vegetación Arbustiva y Herbácea	Zona Antrópica	
T1=2000							
Bosque	xxx	0,0003995	0,0003478	0,0518059	0,0002037	0,0004595	0,0532165
Cuerpo de Agua	0,0098714	xxx	0,0177512	0,1322994	0,0253533	0,0025768	0,1878522
Otras Tierras	0,0155006	0,0723299	xxx	0,0645032	0,1094015	0,0036652	0,2654004
Tierra Agropecuaria	0,0673521	0,0068634	0,0005811	xxx	0,0048934	0,0082605	0,0879505
Vegetación Arbustiva y Herbácea	0,0001369	0,0015901	0,0004377	0,0009733	xxx	0,0002041	0,0033422
Zona Antrópica	---	---	---	---	---	xxx	---

Elaboración propia

Tabla 10
Matriz de transición múltiple (2008-2018)

	T2=2008						Tasa de transición por año
	Bosque	Cuerpo de Agua	Otras Tierras	Tierra Agropecuaria	Vegetación Arbustiva y Herbácea	Zona Antrópica	
T1=2000							
Bosque	xxx	0,0000234	0,0000389	0,0055381	0,0000062	0,0000259	0,0056325
Cuerpo de Agua	0,0005949	xxx	0,0022351	0,0150620	0,0026303	0,0002194	0,0207417
Otras Tierras	0,0015461	0,0090910	xxx	0,0070408	0,0124175	0,0003796	0,0304748
Tierra Agropecuaria	0,0072011	0,0007822	0,0000600	xxx	0,0004983	0,0008593	0,0094010
Vegetación Arbustiva y Herbácea	0,0000102	0,0001724	0,0000484	0,0000885	xxx	0,0000198	0,0003394
Zona Antrópica	---	---	---	---	---	xxx	---

Elaboración propia

Para el periodo 2008-2018, se llevaron a cabo un total de 25 transiciones (ver Tabla 6). Las tasas de transición calculadas reflejan el porcentaje de cambio de cada categoría por unidad de tiempo, siendo 10 años para la matriz simple (ver Tabla 9) y 1 año para la matriz múltiple (ver Tabla 10). En este contexto, se evidencia que el bosque existente en el año 2008 experimentó cambios a una tasa total de 5,32 % para el año 2018; y una tasa anual de 0,56 %. En específico, la transición bosque a tierra agropecuaria abarca la mayor parte de esta tasa de transición; con una tasa de 5,18 % durante el periodo de 10 años, y una tasa del 0,55 % por año.

Por otro lado, en este periodo de 10 años, la transición de tierra agropecuaria a otras categorías de cobertura y uso de la tierra registró una tasa total del 8,80 %; y una tasa anual de 0,94 %. En este caso particular, la transición dominante es de tierra agropecuaria a bosque, con una tasa por periodo del 6,74 %, y una anual de 0,72 %. Para la transición otras tierras a otras categorías de cobertura y uso de la tierra, presenta una tasa total del 26,54 % dentro del periodo de 10 años, y una tasa de transición anual del 3,05 %. Además, la transición de mayor incidencia es la de otras tierras a vegetación arbustiva y herbácea, la cual presenta una tasa neta del 10,94 % por periodo y una tasa de transición del 1,24 % por año.

En el caso de la transición de cuerpo de agua a otras categorías de cobertura y uso de la tierra, esta presenta una tasa por periodo de 18,79 % y una tasa anual de 2,07 %; sobresale la transición cuerpo de agua a tierra agropecuaria con una tasa neta de 13,23 % durante el periodo de 10 años, y una tasa del 1,51 % por año. Finalmente, la transición vegetación arbustiva y herbácea a otra categoría de cobertura y uso de la tierra, presenta la menor tasa por periodo y por año, de 0,33 % y 0,03 % respectivamente. En este sentido, las transiciones restantes tanto de la matriz simple como múltiple pueden analizarse de forma similar.

1.1.3. Identificación de transiciones sistemáticas

Utilizando los datos de las matrices de transición con tasas brutas (ver Tabla 5 y Tabla 6), se aplica la metodología propuesta por R. Pontius, Shusas, y McEachern (2004). Por periodo de interés, se construyen las matrices de tabulación cruzada de cambios en la cobertura y uso de la tierra, expresadas en porcentaje del área total de Morona Santiago, como se muestra a continuación:

Tabla 11
Tabulación cruzada - cobertura y uso de la tierra en Morona Santiago, 2000-2008

	T2=2008						Total T1=2000	Pérdidas
	Bosque	Cuerpo de Agua	Otras Tierras	Tierra Agropecuaria	Vegetación Arbustiva y Herbácea	Zona Antrópica		
T1=2000								
Bosque	74,0765	0,0042	0,0084	4,4714	0,0021	0,0072	78,57	4,49
Cuerpo de Agua	0,00	1,2514	0,0003	0,0001	0,0000	0,0001	1,25	0,0004
Otras Tierras	0,0045	0,00	0,1550	0,0051	0,0269	0,0006	0,19	0,04
Tierra Agropecuaria	1,3357	0,0001	0,0090	12,5991	0,0037	0,0468	13,99	1,40
Vegetación Arbustiva y Herbácea	0,0302	0,0001	0,0237	0,0413	5,8265	0,0002	5,92	0,10
Zona Antrópica	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0699	0,07	0,00
Total T2=2008	75,45	1,26	0,20	17,12	5,86	0,12	100,00	
Ganancia	1,37	0,004	0,04	4,52	0,03	0,05		

Elaboración propia

Tabla 12
Tabulación cruzada - cobertura y uso de la tierra en Morona Santiago, 2008-2018

	T2=2018						Total T1=2008	Pérdidas
	Bosque	Cuerpo de Agua	Otras Tierras	Tierra Agropecuaria	Vegetación Arbustiva y Herbácea	Zona Antrópica		
T1=2008								
Bosque	71,4319	0,0301	0,0262	3,9086	0,0154	0,0347	75,45	4,02
Cuerpo de Agua	0,0124	1,0198	0,0223	0,1661	0,0318	0,0032	1,26	0,24
Otras Tierras	0,0030	0,0142	0,1443	0,0127	0,0215	0,0007	0,20	0,05
Tierra Agropecuaria	1,1529	0,1175	0,0099	15,6115	0,0838	0,1414	17,12	1,51
Vegetación Arbustiva y Herbácea	0,0008	0,0093	0,0026	0,0057	5,8397	0,0012	5,86	0,02
Zona Antrópica	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,1247	0,12	0,00
Total T2=2018	72,60	1,19	0,21	19,70	5,99	0,31	100,00	
Ganancia	1,17	0,171	0,06	4,09	0,15	0,18		

Elaboración propia

Un análisis inicial, derivado de las matrices de tabulación cruzada (ver Tabla 11 y Tabla 12) es considerar los valores de persistencia (diagonal), los cuales determinan que durante el periodo 2000-2008, el 93,98 % del territorio de Morona Santiago mantuvo estabilidad entre sus categorías, mientras que para el periodo 2008-2018, esta cifra aumentó al 94,17 %, siendo la categoría “Bosque” la de mayor persistencia, con un 74,08 % y un 71,43 %, en el primer y segundo periodo respectivamente.

Considerando que la persistencia es dominante en la mayoría de territorios, resulta importante identificar patrones sistemáticos y dominantes presentes en los análisis de cambio de cobertura y uso de la tierra, por lo tanto, se calcula y resume por categoría, las ganancias, pérdidas, intercambios, cambio neto y cambio total durante los periodos 2000-2008 y 2008-2018 (ver Tabla 13).

Tabla 13
Cambios en porcentaje de cobertura y uso de la tierra en Morona Santiago, periodos 2000-2008 y 2008-2018

Periodo	Categoría	Ganancia	Pérdida	Cambio Total	Intercambio	Valor Absoluto del cambio neto
2000-2008	Bosque	1,37*	4,49	5,86	2,74	3,12
	Cuerpo de Agua	0,004	0,0004	0,005	0,001	0,004
	Otras Tierras	0,04	0,04	0,08	0,07	0,004
	Tierra Agropecuaria	4,52	1,40	5,91	2,79	3,12
	Vegetación Arbustiva y Herbácea	0,03	0,10	0,13	0,07	0,06
	Zona Antrópica	0,05	0,00	0,05	0,00	0,05
2008-2018	Bosque	1,17*	4,02	5,18	2,34	2,85
	Cuerpo de Agua	0,17	0,24	0,41	0,34	0,065
	Otras Tierras	0,06	0,05	0,11	0,10	0,009
	Tierra Agropecuaria	4,09	1,51	5,60	3,01	2,59
	Vegetación Arbustiva y Herbácea	0,15	0,02	0,17	0,04	0,13
	Zona Antrópica	0,18	0,00	0,18	0,00	0,18

Elaboración propia

Se aprecia que la categoría “Bosque” registró las pérdidas brutas más significativas que abarcaron el 4,49 % entre 2000-2008 y un 4,02 % entre 2008-2018 en términos de porcentaje del territorio provincial. Asimismo, presentó ganancias, que alcanzaron el 1,37 % y 1,17 % en los respectivos periodos. En cuanto al valor absoluto de cambio neto para la categoría “Bosque”, alcanzó valores del 3,12 % y 2,85 % para los periodos 2000-2008 y 2008-2018, respectivamente.

Por otra parte, la categoría “Tierra Agropecuaria” muestra los mayores valores de ganancias en porcentaje de territorio, con el 4,52 % y el 4,09 % en los periodos 2000-2008 y 2008-2018 respectivamente. Otra relación importante que también se observó es que, las ganancias y pérdidas de las categorías restantes: “Vegetación Arbustiva y Herbácea”, “Cuerpo de Agua”, “Otras Tierras” y “Zona Antrópica”, presentan valores muy por debajo del 1 % del territorio, lo cual evidenciaría un estrecho intercambio entre las ganancias y pérdidas de “Bosque” y “Tierra Agropecuaria”.

Por otro parte, la categoría “Tierra Agropecuaria” arrojó el mayor cambio total (suma de ganancias y pérdidas) en términos de porcentaje de territorio, con un 5,91 % y 5,60 % durante 2000-2008 y 2008-2018, respectivamente. Esto presenta una diferencia mínima en comparación a la categoría “Bosque”, que registró un 5,86 % y 5,18 % de cambio total en ambos periodos. Además, las categorías restantes, presentaron valores de cambio neto por debajo del 1 %, probando que las categorías “Bosque” y “Tierra Agropecuaria” presentaron mayores cambios totales en su cobertura para ambos periodos.

En cuanto a las transiciones sistemáticas más significativas producidas en ambos periodos entre categorías, estas se resumen en la Tabla 14 y Tabla 15.

Tabla 14
Transiciones sistemáticas en términos de ganancias y pérdidas, periodo 2000-2008

Transición	Observada – esperada	Diferencia / esperada	Interpretación de la transición sistemática
Ganancias			
Tierra Agropecuaria en 2000 y Bosque en 2008	0,44	0,49	<i>Cuando Bosque gana, reemplaza a Tierra Agropecuaria</i>
Vegetación Arbustiva Herbácea en 2000 y Bosque en 2008	-0,35	-0,92	Cuando Bosque gana, no reemplaza a Vegetación Arbustiva y Herbácea
Bosque en 2000 y Tierra Agropecuaria en 2008	0,34	0,08	<i>Cuando Tierra Agropecuaria gana, reemplaza a Bosque.</i>
Vegetación Arbustiva Herbácea en 2000 y Tierra Agropecuaria en 2008	-0,27	-0,86	Cuando Tierra Agropecuaria gana, no reemplaza a Vegetación Arbustiva y Herbácea
Bosque en 2000 y No-Bosque en 2008	0,26	0,06	<i>Cuando las categorías No-Bosque ganan, reemplazan a Bosque</i>
Tierra Agropecuaria en 2000 y No-Tierra Agropecuaria en 2008	0,48	0,52	<i>Cuando las categorías No-Tierra Agropecuaria ganan, reemplazan a Tierra Agropecuaria</i>
Vegetación Arbustiva Herbácea en 2000 y No-Vegetación Arbustiva Herbácea en 2008	-0,60	-0,86	Cuando las categorías No-Vegetación Arbustiva Herbácea ganan, no reemplazan a Vegetación Arbustiva Herbácea

Pérdidas			
Bosque en 2000 y Tierra Agropecuaria en 2008	1,34	0,43	<i>Cuando Bosque pierde, Tierra Agropecuaria lo reemplaza</i>
Bosque en 2000 y Vegetación Arbustiva Herbácea en 2008	-1,07	-1,00	Cuando Bosque pierde, Vegetación Arbustiva Herbácea no lo reemplaza
No-Tierra Agropecuaria en 2000 y Tierra Agropecuaria en 2008	1,36	0,43	<i>Cuando las categorías No-Tierra Agropecuaria pierden, Tierra Agropecuaria las reemplaza</i>
No-Vegetación Arbustiva Herbácea en 2000 y Vegetación Arbustiva Herbácea en 2008	-1,14	-0,97	Cuando las categorías No-Vegetación Arbustiva Herbácea pierden, Vegetación Arbustiva Herbácea no las reemplaza

Elaboración propia

La primera parte de la Tabla 14 muestra las transiciones sistemáticas calculadas en términos de ganancias en Morona Santiago entre 2000-2008, se aprecia que las áreas que “Bosque” ganó, no sustituyeron a las áreas de “Vegetación Arbustiva y Herbácea”, sino a las áreas de “Tierra Agropecuaria”, a un ritmo 0,49 % más rápido de lo que se habría esperado en caso de una ganancia aleatoria.

También se reveló que, las áreas que ganó “Tierra Agropecuaria” sustituyeron a las de “Bosque” pero no a las de “Vegetación Arbustiva y Herbácea”. En concreto, cuando “Tierra Agropecuaria” gana, sustituye a “Bosque”, a un ritmo 0,08 % más rápido al que cabría esperar en un proceso de ganancia aleatoria.

Además, cuando las categorías ganan territorio, tienden a sustituir a “Bosque” y “Tierra Agropecuaria” en un ritmo mayor a 0,06 % y 0,52 % respectivamente. Sin embargo, se resistieron a sustituir la categoría “Vegetación Arbustiva y Herbácea” fuera de lo que se esperaría en un proceso aleatorio. Este análisis muestra que “Bosque” y “Tierra Agropecuaria” tienden a perder, mientras que “Vegetación Arbustiva y Herbácea” a persistir.

En cuanto a la segunda parte de la Tabla 14, esta muestra las transiciones sistemáticas calculadas en términos de pérdidas entre 2000-2008. Se manifiesta que cuando “Bosque” pierde, es reemplazado por “Tierra Agropecuaria” más que por “Vegetación Arbustiva y Herbácea”, a un ritmo 0,43 % más rápido al que cabría esperar en un proceso de pérdida aleatoria.

Es por ello que cuando las categorías experimentan pérdidas, tienden a ser sustituidas por “Tierra Agropecuaria”, pero no por áreas de “Vegetación Arbustiva y Herbácea”.

Tabla 15
Transiciones sistemáticas en términos de ganancias y pérdidas, periodo 2008-2018

Transición	Observada – esperada	Diferencia / esperada	Interpretación de la transición sistemática
Ganancias			
Tierra Agropecuaria en 2008 y Bosque en 2018	0,34	0,42	<i>Cuando Bosque gana, reemplaza a Tierra Agropecuaria</i>
Vegetación Arbustiva Herbácea en 2008 y Bosque en 2018	-0,28	-0,997	Cuando Bosque gana, no reemplaza a Vegetación Arbustiva Herbácea
Bosque en 2008 y Tierra Agropecuaria en 2018	0,18	0,05	<i>Cuando Tierra Agropecuaria gana, reemplaza a Bosque.</i>
Vegetación Arbustiva Herbácea en 2008 y Tierra Agropecuaria en 2018	-0,28	-0,98	Cuando Tierra Agropecuaria gana, no reemplaza a Vegetación Arbustiva Herbácea
Bosque en 2008 y No-Bosque en 2018	-0,15	-0,04	Cuando las categorías No-Bosque ganan, no reemplazan a Bosque
Tierra Agropecuaria en 2008 y No-Tierra Agropecuaria en 2018	0,59	0,65	<i>Cuando las categorías No-Tierra Agropecuaria ganan, reemplazan a Tierra Agropecuaria</i>
Vegetación Arbustiva Herbácea en 2008 y No-Vegetación Arbustiva Herbácea en 2018	-0,57	-0,97	Cuando las categorías No-Vegetación Arbustiva Herbácea ganan, no reemplazan a Vegetación Arbustiva Herbácea
Pérdidas			
Bosque en 2008 y Tierra Agropecuaria en 2018	1,02	0,35	<i>Cuando Bosque pierde, Tierra Agropecuaria lo reemplaza</i>
Bosque en 2008 y Vegetación Arbustiva Herbácea en 2018	-0,86	-0,98	Cuando Bosque pierde, Vegetación Arbustiva Herbácea no lo reemplaza
Tierra Agropecuaria en 2008 y Zona Antrópica en 2018	0,14	23,65	<i>Cuando Tierra Agropecuaria pierde, Zona Antrópica la reemplaza</i>
Tierra Agropecuaria en 2008 y Bosque en 2018	-0,21	-0,15	Cuando Tierra Agropecuaria pierde, Bosque no la reemplaza
No-Bosque en 2008 y Bosque en 2018	-0,26	-0,16	Cuando las categorías No-Bosque pierden, Bosque no las reemplaza
No-Tierra Agropecuaria en 2008 y Tierra Agropecuaria en 2018	0,79	0,27	<i>Cuando las categorías No-Tierra Agropecuaria pierden, Tierra Agropecuaria las reemplaza</i>
No-Vegetación Arbustiva Herbácea en 2008 y Vegetación Arbustiva Herbácea en 2018	-1,004	-0,997	Cuando las categorías No-Vegetación Arbustiva Herbácea pierden, Vegetación Arbustiva Herbácea no las reemplaza

Elaboración propia

En lo que respecta a transiciones sistemáticas de las ganancias en el periodo 2008-2018, en la primera parte de la Tabla 15, se aprecia que cuando “Bosque” gana, no sustituye a “Vegetación Arbustiva y Herbácea”, sino a “Tierra Agropecuaria”, a un ritmo 0,42 % más rápido que si “Bosque” hubieran experimentado una ganancia aleatoria.

En el caso de “Tierra Agropecuaria”, esta categoría se muestra resistente a sustituir a “Vegetación Arbustiva y Herbácea”, pero tiende a ganar sistemáticamente “Bosque” a un ritmo 0,05 % más rápido de lo que se esperaría en un proceso aleatorio.

Cuando las categorías experimentan ganancias, tienden a sustituir zonas de “Tierra Agropecuaria”, y se muestran resistencia a sustituir a “Bosque” y “Vegetación Arbustiva y Herbácea”. Por lo tanto, áreas de “Tierra Agropecuaria” tienden a experimentar pérdidas, mientras que “Bosque” y “Vegetación Arbustiva y Herbácea” tienden a permanecer constantes.

En la segunda parte de la Tabla 15, esta muestra las transiciones sistemáticas de las pérdidas entre 2008-2018, se aprecia que cuando existe pérdida de áreas de “Bosque”,

estas son sustituidas por “Tierra Agropecuaria”; más que por “Vegetación Arbustiva y Herbácea”, a un ritmo 0,35 % más rápido que en un proceso de pérdida aleatoria.

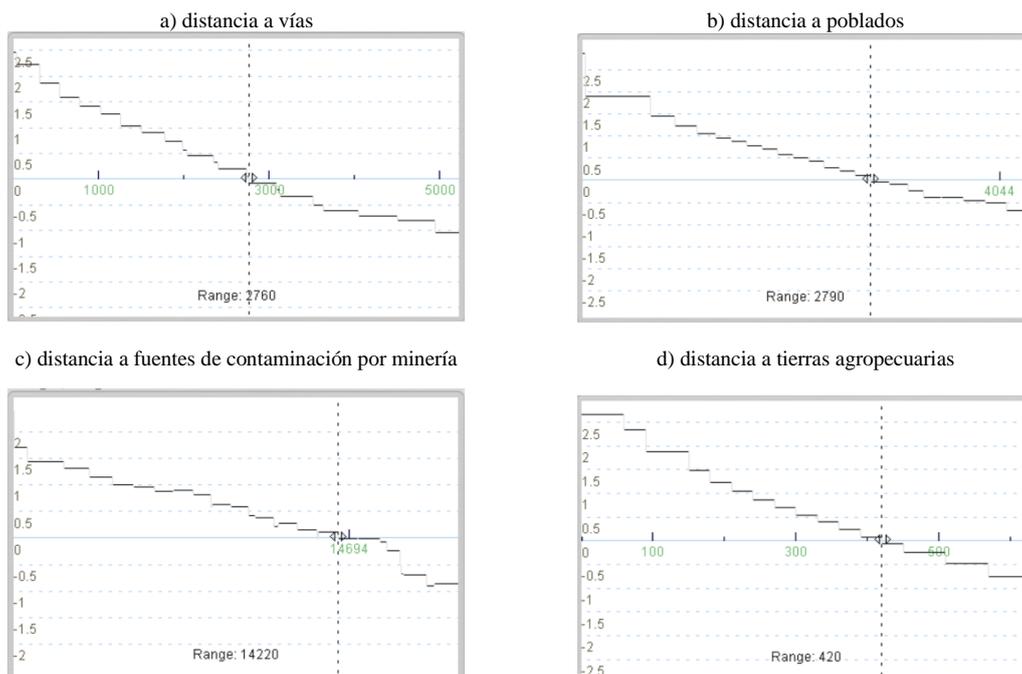
De hecho, cuando “Tierra Agropecuaria” pierde, es sustituida más por “Zona Antrópica” que por “Bosque”, a un ritmo 23,65 % más rápido que en un proceso aleatorio. Cuando las categorías experimentan pérdidas, tienden a ser sustituidas por “Tierra Agropecuaria”, más que por “Bosque” o “Vegetación Arbustiva y Herbácea”, a ritmo 0,27 % más rápido de que si se diera un proceso aleatorio.

1.2. Identificación y análisis de la influencia de variables espaciales explicativas en el proceso de deforestación

1.2.1. Cálculo de los rangos y pesos de evidencia de las variables espaciales explicativas

En las figuras 20 y 21 se presentan gráficas correspondientes a rangos y coeficientes de pesos de evidencia de las transiciones sistemáticas vinculadas a deforestación. En el eje x se representan los valores que toma la variable explicativa y en el eje y, el peso de evidencia asignado en cada rango de valores. A continuación, se analiza la influencia de cada variable explicativa, donde pesos positivos favorecen la transición analizada y los pesos negativos la inhiben; esto en cada periodo de análisis.

Transición bosque-tierra agropecuaria (2000-2008)



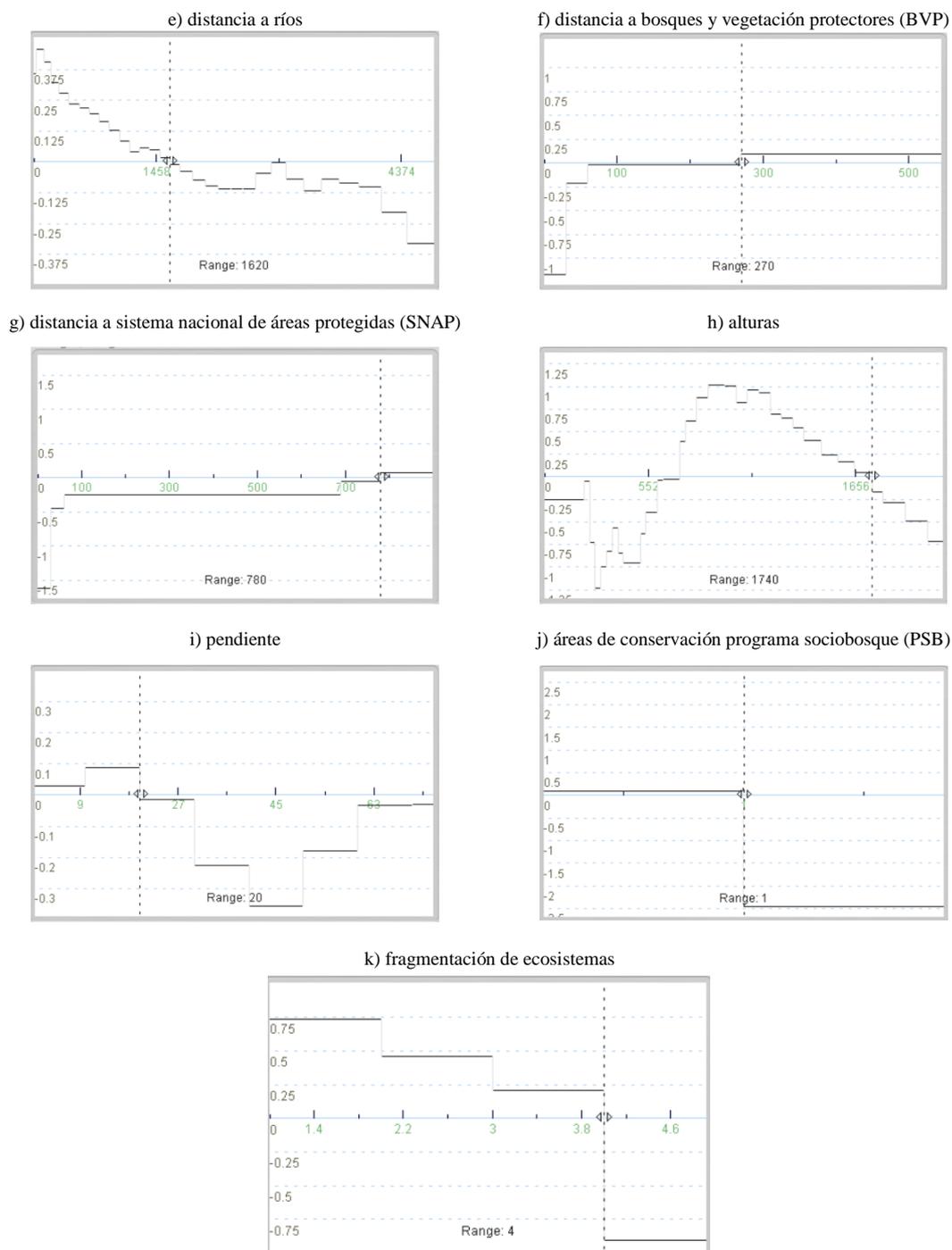


Figura 20. Pesos de evidencia de las variables explicativas para la transición bosque-tierra agropecuaria periodo 2000-2008

Elaboración propia

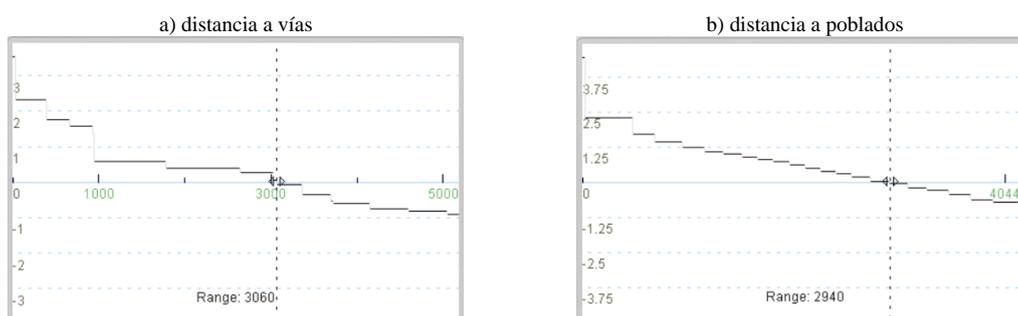
En la transición bosque-tierra agropecuaria (2000-2008), se aprecia que, para **(a)** distancia a vías, las distancias menores a 2 760 m obtuvieron pesos positivos (+) con un peso máximo de +2,46 (0-30 m). En lo que respecta a **(b)** distancia a poblados, las distancias inferiores a 2 790 m presentaron pesos positivos (+) con un valor máximo de +4,45 (0-30 m). En **(c)** distancia a fuentes de contaminación por minería, se evidenciaron

pesos positivos (+) en distancias inferiores a 14 220 m, con un peso máximo de +2,38 (0-30 m). En la variable **(d)** distancia a tierra agropecuaria, para distancias menores a 420 m, se generaron pesos positivos (+) con un valor máximo de +2,66 (0-60 m).

En relación a **(e)** distancia a ríos, los pesos positivos (+) se presentaron en distancias inferiores a 1 620 m, con un peso máximo de +0,46 (30-120 m). Esto difiere de la variable **(f)** distancia a BVP, que presentó pesos negativos (-) para distancias inferiores a 270 m, con un valor mínimo de -1,17 (0-30 m). De forma similar sucede con la variable **(g)** distancia a SNAP, donde las distancias inferiores a 780 m presentaron pesos negativos (-); con el pico más bajo de -1,62 (0-30 m). En el caso de la variable **(h)** altura, se presentaron pesos negativos (-) para alturas menores 720 msnm, y pesos positivos (+) para alturas que oscilan entre los 720-1 740 msnm; con un peso máximo de 1,01 (870-960 msnm). Para la variable **(i)** pendiente, se presentaron pesos (+) para pendientes menores al 20 %.

Para la variable **(j)** PSB, se genera un peso negativo (-) de -2,46 en la categoría 2- presencia de áreas de conservación psb; y un peso positivo (+) de +0,09 para la categoría 1- ausencia. En cuanto a la variable **(k)** fragmentación de ecosistemas, las categorías 1- muy alta, 2-alta y 3-media presentaron pesos positivos (+); con un valor máximo de +0,74 para la categoría 1, y un peso negativo (-) de -0,91 para la categoría 4-baja. Finalmente, los pesos positivos favorecen la deforestación por esta transición específica, y los pesos negativos la inhiben.

Transición bosque-tierra agropecuaria (2008-2018)



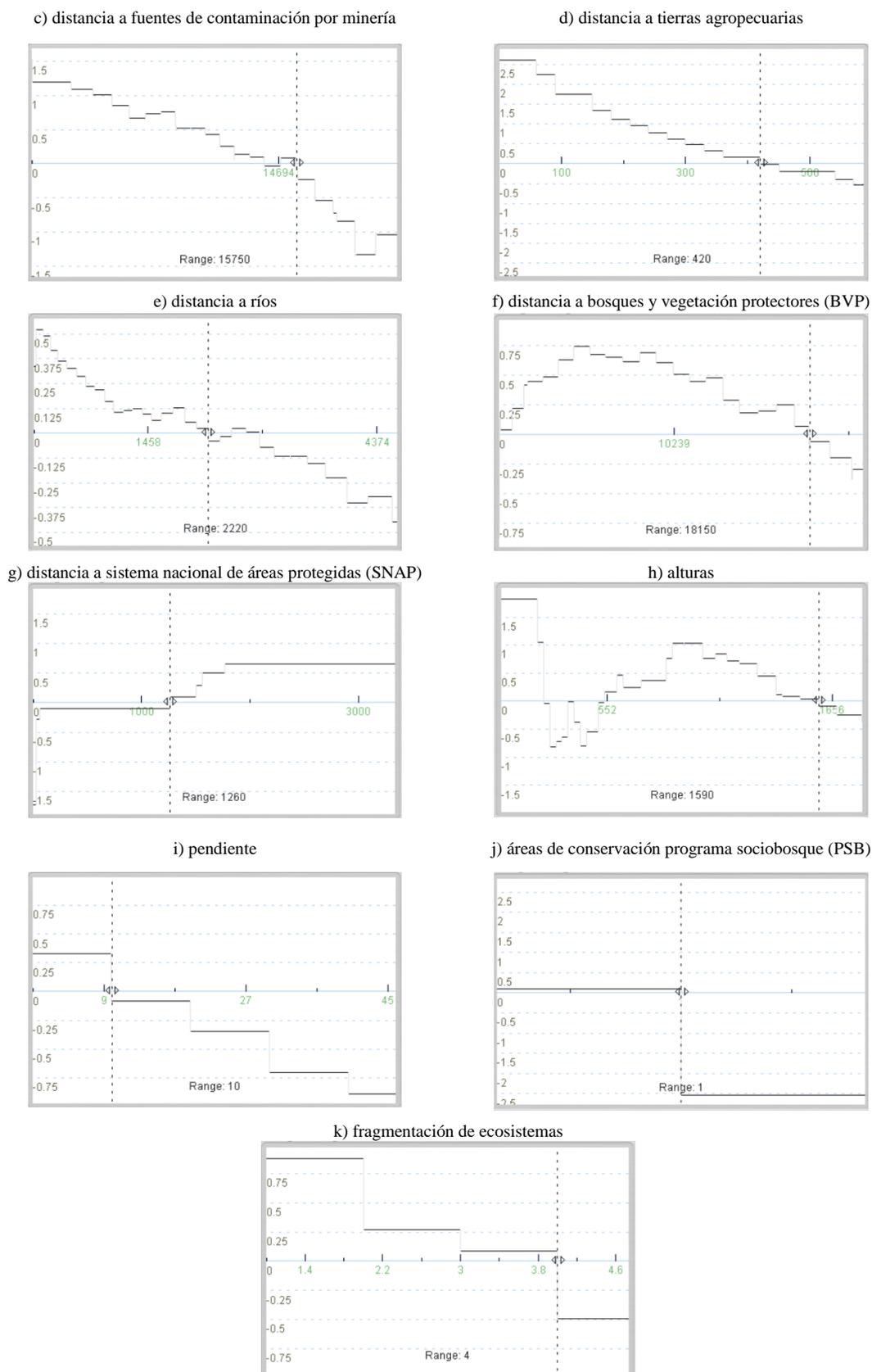


Figura 21. Pesos de evidencia de las variables explicativas para la transición bosque-tierra agropecuaria periodo 2008-2018
Elaboración propia

En la transición bosque-tierra agropecuaria (2008-2018), se aprecia que, para **(a)** distancia a vías, las distancias menores a 3 060 m obtuvieron pesos positivos (+) con un pico máximo de +3,53 (0-30 m). En lo que respecta a **(b)** distancia a poblados, las distancias inferiores a 2 940 m presentaron pesos positivos (+) y el más alto tuvo un valor de +4,45 (0-30 m). En cuanto a **(c)** distancia a fuentes de contaminación por minería, se evidenciaron pesos positivos (+) en distancias inferiores a 15 750 m, con un peso máximo de +1,52 (0-30 m). En la variable **(d)** distancia a tierra agropecuaria, para distancias menores a 240 m, se generaron pesos positivos (+) con un máximo de +2.61 (0-60 m).

En relación a **(e)** distancia a ríos, la mayor cantidad de pesos positivos (+) se presentaron en distancias inferiores a 2 220 m, con un valor máximo de 0,52 (30-120 m). De forma similar, la variable **(f)** distancia a BVP, presentó pesos positivos (+) para distancias inferiores a 18 150 m, con un peso máximo de +0,74 (4 380-5 310 m). Esto difiere de la variable **(g)** distancia a SNAP, donde las distancias inferiores a 1 260 m presentaron pesos negativos (-); con el pico más bajo de -1,73 (0-30 m). En el caso de la variable **(h)** altura, se presentaron pesos positivos (+) para alturas menores a los 240 msnm, y que oscilan entre los 540-1 590 msnm; con un peso máximo de +1,82 (<240 msnm). Para la variable **(i)** pendiente, se presentó un peso positivo (+) de +0,33 en pendientes menores al 10%.

Para la variable **(j)** PSB, se genera un peso negativo (-) de -2,55 en la categoría 2-presencia de áreas de conservación psb; y un peso positivo (+) de +0,09 para la categoría 1- ausencia. En cuanto a la variable **(k)** fragmentación de ecosistemas, las categorías 1- muy alta, 2-alta y 3-media presentaron pesos positivos (+); con un pico máximo de +0,88 para la categoría 1, y un peso negativo (-) de -0,5 para la categoría 4-baja. Finalmente, los pesos positivos favorecen la deforestación por esta transición, y los negativos la inhiben.

1.2.2. Análisis de correlación espacial entre variables espaciales explicativas

Como resultado del cálculo de correlación espacial, se obtiene el valor del estadístico Cramer para todas las relaciones entre las 10 variables usadas en cada transición. La Tabla 16 muestra el valor más alto obtenido en cada transición general y periodo:

Tabla 16
Correlación espacial entre variables explicativas por transición

Transición	Variable 1	Variable 2	Cramer 2000-2008	Cramer 2008-2018
Bosque a otra categoría	distancia a snap	fragmentación de ecosistemas	0.44	0.44
Cuerpo de agua a otra categoría	distancia a poblados	distancia a snap	0.35	0.33
Tierra Agropecuaria a otra categoría	distancia a bvp	distancia a vialidad	0.44	0.42
Otras Tierras a otra categoría	distancia a fuentes de contaminación minera	fragmentación de ecosistemas	0.41	0.42
Vegetación arbustiva y herbácea a otra categoría	distancia a bvp	distancia a fuentes de contaminación minera	0.38	0.39
Zona antrópica a otra categoría	distancia a fuentes de contaminación minera	distancia a vías	0.37	0.38

Elaboración propia

Como se aprecia en la tabla anterior, los valores más altos del estadístico Cramer en las distintas transiciones y periodos de análisis, no superan el umbral de 0,5 recomendado para descartar una variable; por lo tanto, se comprueba que la correlación espacial entre variables es lo suficientemente baja para mantener a todas las variables en el modelo de simulación.

1.3. Modelamiento de la dinámica espacial de deforestación en Morona Santiago bajo un escenario tendencial y de conservación al año 2030

1.3.1. Ejecución y validación del modelo de simulación

En la Figura 22, se puede apreciar cómo se encuentran distribuidas espacialmente las categorías de cobertura y uso de la tierra en los mapas reales vs los mapas simulados por Dinámica EGO para cada periodo de análisis.

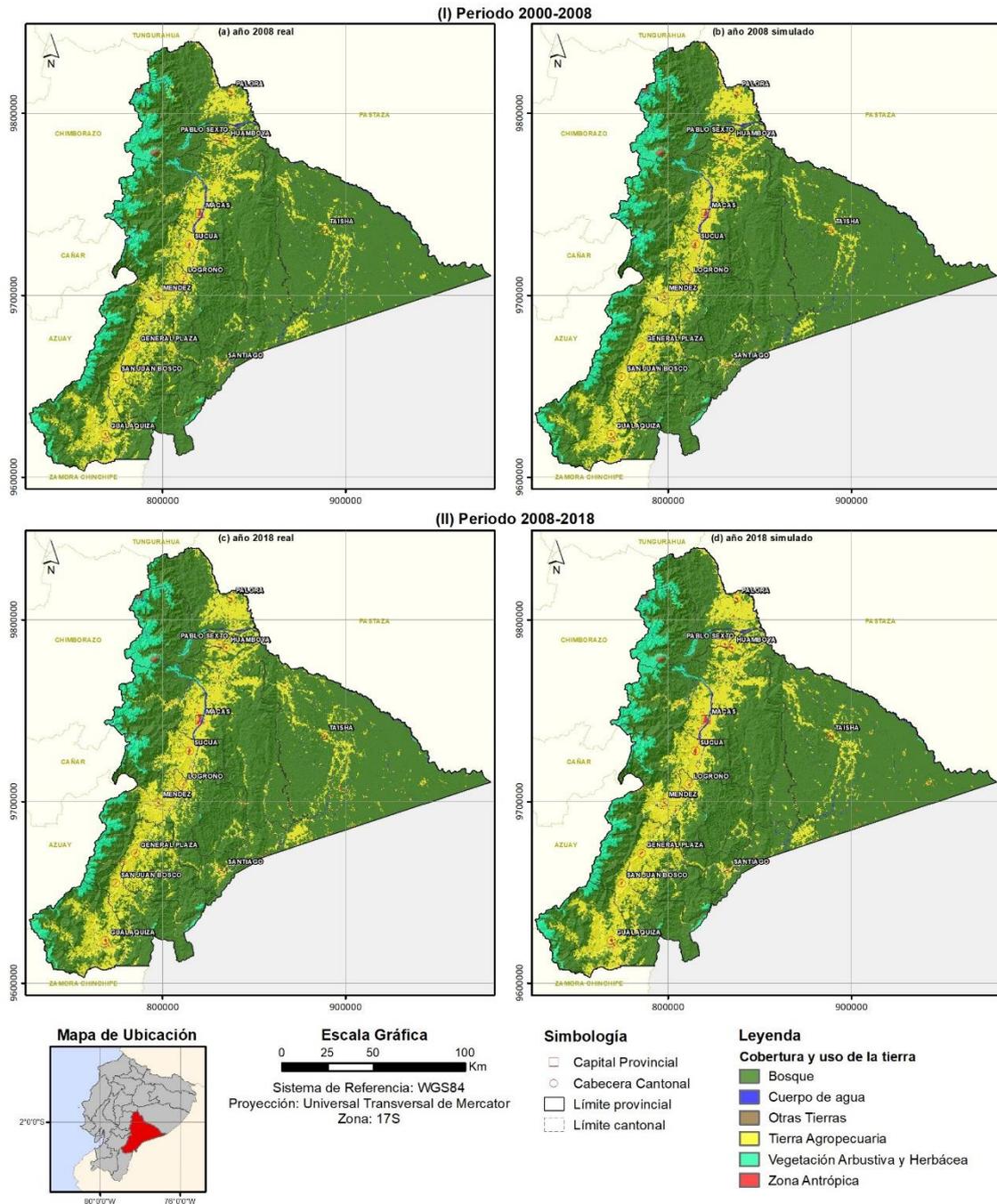


Figura 22. Mapas reales vs mapas simulados por periodo de análisis (a) 2008 real (b) 2008 simulado (c) 2018 real y (d) 2018 simulado
Elaboración propia

Además, se compararon las áreas reales y simuladas por categoría de cobertura y uso de la tierra y año de simulación; de donde se obtuvo el error y % de error existentes en cada una (ver Tabla 17). En este sentido, para el año 2008 los errores encontrados oscilaron entre -2,07 a +3,42 ha; y en el año 2018 entre -1,35 a +4,95 ha; siendo la categoría de zona antrópica la que presentó los mayores porcentajes de error con el 0,11 %

y 0,07 % para los años 2008 y 2018 respectivamente, mientras que la categoría bosque los menores porcentajes de error con el 0,0001 % en ambos años.

Tabla 17
Comparación de áreas reales vs simuladas por año de validación

Año	Categoría	Mapa real (ha)	Mapa simulado (ha)	Error (ha)	% Error absoluto
2008	Bosque	1'811 056,50	1'811 057,94	-1,44	0,0001
	Cuerpo de Agua	30 141,63	30 140,55	1,08	0,004
	Otras Tierras	4 714,65	4 714,47	0,18	0,004
	Tierra Agropecuaria	410 882,85	410 884,02	-1,17	0,0003
	Vegetación Arbustiva y Herbácea	140 648,67	140 650,74	-2,07	0,002
	Zona Antrópica	2 994,21	2 990,79	3,42	0,11
2018	Bosque	1'742 742,18	1'742 743,17	-0,99	0,0001
	Cuerpo de Agua	28 587,78	28 588,14	-0,36	0,001
	Otras Tierras	4 928,58	4 929,75	-1,17	0,02
	Tierra Agropecuaria	472 997,61	472 998,69	-1,08	0,0002
	Vegetación Arbustiva y Herbácea	143 838,18	143 839,53	-1,35	0,0009
	Zona Antrópica	7 344,18	7 339,23	4,95	0,07

Elaboración propia

Por otro lado, en las figuras 23 y se muestran los resultados de las medidas de similitud difusa obtenidos en la evaluación del rendimiento del modelo de simulación. Dado que se empleó el método de función de decaimiento constante usando ventanas múltiples, los valores de similitud mínima se calculan de 1 a 11 ventanas. En este sentido, producto de la comparación entre el mapa real vs mapa simulado, se aprecia que el porcentaje de mínima similitud, aumenta conforme lo hace el tamaño de ventana. En ambos años simulados (2008 y 2018), se puede afirmar que el modelo alcanza un valor de ajuste de mínima similitud superior al 50 % a partir de una resolución espacial de 5 celdas ($150 \times 150 \text{ m} \approx 2,25 \text{ ha}$), lo cual se considera satisfactorio para validar el modelo (Espinoza-Mendoza 2017; Palacios 2020).

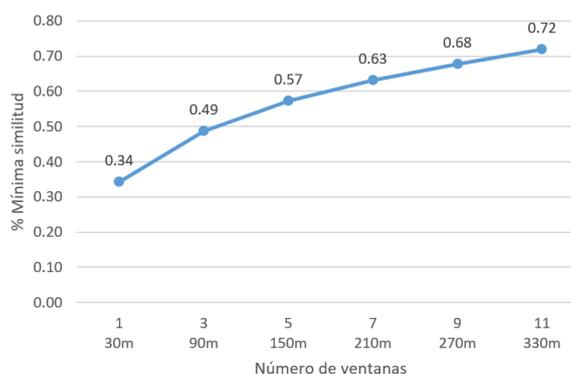


Figura 23. Mínima similitud difusa con ventanas múltiples para validación del modelo al 2008
Elaboración propia

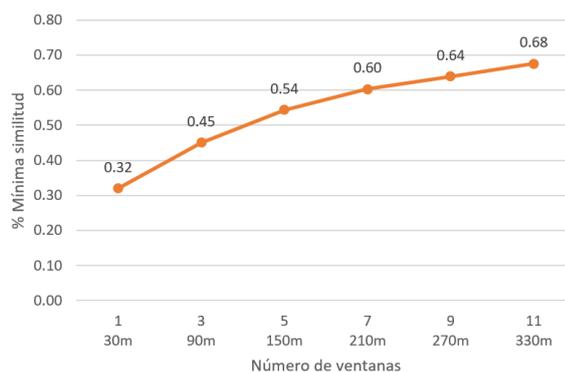


Figura 24. Mínima similitud difusa con ventanas múltiples para validación del modelo al 2018
Elaboración propia

1.3.2. Determinación de condiciones para escenarios de deforestación

Como primera parte del diagnóstico estratégico, se muestran los datos obtenidos de la información de línea base de deforestación y regeneración en los dos periodos de análisis a) 2000-2008 y b) 2008-2018.

Tabla 18
Línea base de deforestación, periodos 2000-2008 y 2008-2018

Línea base		2000-2008	2008-2018
Deforestación bruta	tasa transición	5,72% (8 años)	5,32% (10 años)
	del periodo	107 857,08 ha	96 378,03 ha
	anual	13 482,14 ha/año	9 637,80 ha/año
Regeneración	tasa transición	1,74% (8 años)	1,55% (10 años)
	del periodo	32 896,17 ha	28 063,71 ha
	anual	4 112,02 ha/año	2 806,37 ha/año
Deforestación neta	tasa transición	3,98% (8 años)	3,77% (10 años)
	del periodo	74 960,91 ha	68 314,32 ha
	anual	9 370,11 ha/año	6 831,43 ha/año

Elaboración propia

La Tabla 18 presenta un resumen de la dinámica de deforestación en la provincia de Morona Santiago para los dos periodos de análisis. Entre 2000-2008, la deforestación bruta en 8 años alcanzó las 107 857,08 ha de bosque, equivalente a una pérdida anual de 13 482,14 ha/año, cuya tasa de deforestación bruta para este periodo corresponde a la reducción del 5,72 % del área remanente de bosque en el año 2000. Mientras que en el periodo 2008-2018, la deforestación bruta en 10 años disminuyó a 96 378,03 ha, equivalente a una pérdida anual 9 637,80 ha/año; cuya tasa de transición para todo el periodo representó la reducción del 5,32 % del área remanente de bosque en el año 2008.

En cuanto a la regeneración, su dinámica fue similar a la deforestación bruta, ya que en el periodo 2000-2008, alcanzó su mayor valor con 32 896,17 ha de bosques

regeneradas en 8 años, y una regeneración anual de 4112,02 ha/año, cuya tasa para todo el periodo representó una recuperación del 1,74 % del área remanente de bosque en el año 2000. Mientras que entre 2008-2018, el bosque regenerado en 10 años se redujo a 28 063,71 ha, equivalente a una regeneración anual de 2 806,37 ha/año, cuya tasa en este periodo corresponde a la recuperación del 1,55 % del bosque remanente en el año 2008.

Adicionalmente, derivado de la interacción entre la deforestación bruta y la regeneración, la deforestación neta existente para el periodo 2000-2008 alcanzó las 74 960,91 ha de bosque en 8 años, mientras que entre 2008-2018 disminuyó a 68 314,32 ha de bosque en 10 años, ambas corresponden a una tasa de 3,98 % y 3,77% para cada periodo respectivamente.

Como segunda parte, se realiza una revisión y alineación de objetivos, ejes estratégicos y líneas de acción de los distintos instrumentos de planificación en torno a la temática de deforestación, regeneración y conservación de bosques (ver Tabla 19), así como su vinculación con la adaptación y mitigación de cambio climático, con la finalidad de identificar zonas y acciones de interés.

Tabla 19
Alineación de instrumentos de planificación

Plan de desarrollo para el Nuevo Ecuador 2021-2025	<p>Eje Infraestructura, Energía y Medio Ambiente Objetivo O7: Precautelar el uso responsable de los recursos naturales con un entorno ambientalmente sostenible</p>	
Estrategia Nacional de Cambio Climático	<p>Línea Estratégica: Adaptación al cambio climático Objetivo General OG1: Crear y fortalecer la capacidad de los sistemas social, económico y ambiental para afrontar los impactos del cambio climático.</p>	<p>Línea Estratégica Mitigación al cambio climático Objetivo General OG2: Crear condiciones favorables para la adopción de medidas que reduzcan emisiones de GEI y aumentar los sumideros de carbono en los sectores estratégicos</p>
Estrategia Nacional de Cambio Climático	<p>Objetivo Específico OEA1: Conservar y manejar sustentablemente el patrimonio natural y sus ecosistemas terrestres y marinos, para contribuir con su capacidad de respuesta frente a los impactos del cambio climático.</p>	<p>Objetivo Específico OEM2: Implementar medidas que aporten a la integridad y conectividad de los ecosistemas relevantes para la captura y el almacenamiento de carbono y manejar sustentablemente los ecosistemas intervenidos con capacidad de almacenamiento de carbono.</p>

Contribución Determinada a Nivel Nacional	<p>Sector Priorizado: Patrimonio Natural</p> <p>Medidas a nivel operativo:</p> <p>MO1: Incremento de superficie de bosques, vegetación natural remanente y ecosistemas marinos y costeros conservados o con manejo sostenible, para mantener su funcionalidad ecosistémica en escenarios de cambio climático.</p> <p>MO2: Implementación de prácticas sostenibles de uso de los recursos naturales en zonas de influencia de áreas bajo diferentes estatus de conservación, vulnerables a los efectos del cambio climático.</p> <p>MO3: Establecimiento de corredores de conservación y restauración de bosques secundarios y zonas de amortiguamiento para mantener la conectividad del paisaje, reducir impactos del cambio climático e incrementar la resiliencia ecosistémica.</p> <p>MO4: Creación y fortalecimiento de capacidades sobre cambio climático y gestión del patrimonio natural en actores sociales, académicos, investigadores y gubernamentales.**</p>	<p>Sector Priorizado: Uso del Suelo, Cambio de Uso de la Suelo y Silvicultura (USCUSS)</p> <p>Líneas de acción:</p> <p>LA1: Conservar el patrimonio natural</p> <p>LA2: Fortalecer el manejo forestal sostenible</p> <p>LA3: Fortalecer la restauración del patrimonio natural.</p> <p>LA4: Fortalecer e incrementar el establecimiento y manejo de las plantaciones forestales comerciales sostenibles</p> <p>LA5: Fortalecer el control forestal</p> <p>LA6: Fortalecer el Sistema Nacional de Áreas Protegidas</p> <p>LA7: Fortalecer e incrementar la superficie de zonas bajo mecanismos de conservación**</p> <p>LA8: Fortalecer la prevención de incendios forestales**</p> <p>LA9: Fortalecer e incrementar la superficie de áreas del Sistema Nacional de Áreas Protegidas**</p> <p>LA10: Conservar las zonas de importancia hídrica**</p>
Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial de Morona Santiago 2019-2023	<p>**con medios de apoyo internacional</p> <p>Objetivo Estratégico</p> <p>OE1: Administrar el patrimonio natural y zonas de vida con énfasis en la restauración, conservación y protección, que garanticen su uso sostenible, cumpliendo estándares ambientales, con una gestión integrada y enfoque de cambio climático, y gestión de riesgos</p> <p>Política Territorial</p> <p>P1: Promover y asegurar el uso sostenible, la conservación y recuperación de los ecosistemas del Patrimonio del Estado, y de otros status de protección del territorio de la provincia</p>	

Elaboración propia a partir de instrumentos de planificación

Finalmente, sobre la base de este diagnóstico estratégico se plantea la generación de dos escenarios: uno tendencial y otro conservacionista. En cada uno de ellos, se establecen y definen condiciones sobre el comportamiento de ciertas variables y parámetros a ingresar en el software Dinámica EGO, para su territorialización. A continuación, en la Tabla 20 se resumen las condiciones definidas en cada escenario.

Tabla 20
Parámetros de los escenarios tendencial y de conservación

Parámetros	Escenario Tendencial 2030	Escenario Conservacionista 2030
Deforestación bruta	Tasa transición: 5.00% (12 años)	Tasa transición: 4.00% (12 años) *se reduce en aproximadamente un 25% la menor tasa de ambos periodos
Regeneración	Tasa transición: 1.36% (12 años)	Tasa transición: 1.74% (12 años) *se utiliza la mayor tasa de ambos periodos
Fragmentación de bosques	La deforestación es dispersa, incrementa la fragmentación del bosque. - Expandir promedio: 0.8 - Patcher promedio: 0.2	La deforestación no es dispersa, disminuye la fragmentación del bosque. - Expandir promedio: 1 - Patcher promedio: 0
Territorio bajo conservación o manejo ambiental (SNAP, BVP y PSB)	La probabilidad de ocurrencia de deforestación se mantiene en estos territorios.	Se reduce la probabilidad de ocurrencia de deforestación, y se aumenta la probabilidad de ocurrencia de regeneración de bosques en estos territorios.

Elaboración propia

Escenario tendencial: asume que la deforestación bruta seguirá un comportamiento similar a las tendencias y patrones observados en los periodos de análisis a) 2000-2008 y b) 2008-2018. Con base en esto, para el escenario tendencial 2018-2030, Dinámica EGO estima una tasa de deforestación bruta que correspondería a una reducción aproximada del 5 % de bosque remanente en el año 2018.

Además, estima que la tasa de regeneración implicaría la recuperación aproximada del 1,36 % del área remanente de bosque en 2018. En este escenario la deforestación continuaría siendo dispersa, expandiéndose y generando nuevos parches, lo que aumentaría la fragmentación del bosque; además de que su probabilidad de ocurrencia persistiría en territorios bajo conservación o manejo ambiental.

Escenario conservacionista: supone que la deforestación bruta tendrá un comportamiento favorable y un avance positivo en contraste a las tendencias y patrones observados en los periodos de análisis a) 2000-2008 y b) 2008-2018. En base a esto, para el escenario conservacionista 2018-2030, se establece una reducción aproximada del 25 % de la tasa de deforestación bruta más baja registrada en los periodos de análisis, esto correspondería a la reducción de sólo el 4 % de bosque remanente en el año 2018. Además, la tasa de regeneración se establecería como la más alta registrada en los periodos de análisis, e implicaría la recuperación aproximada del 1,74 % del área remanente de bosque en 2018.

En este escenario la deforestación sería menos dispersa, se expandiría y no generaría nuevos parches, lo que disminuiría la fragmentación del bosque. Conjuntamente, dado un cumplimiento estricto y muy favorable a las políticas en torno a la conservación, restauración y regeneración del patrimonio natural; así como el mantenimiento de la integridad y conectividad de ecosistemas relevantes para la captura y el almacenamiento de carbono, la deforestación se reduciría notablemente en territorios bajo conservación o manejo ambiental.

1.3.3. Generación de escenarios de deforestación al año 2030

En la Figura 25, se muestra la territorialización de las 6 categorías de cobertura y uso de la tierra en los escenarios tendencial y conservacionista al año 2030.

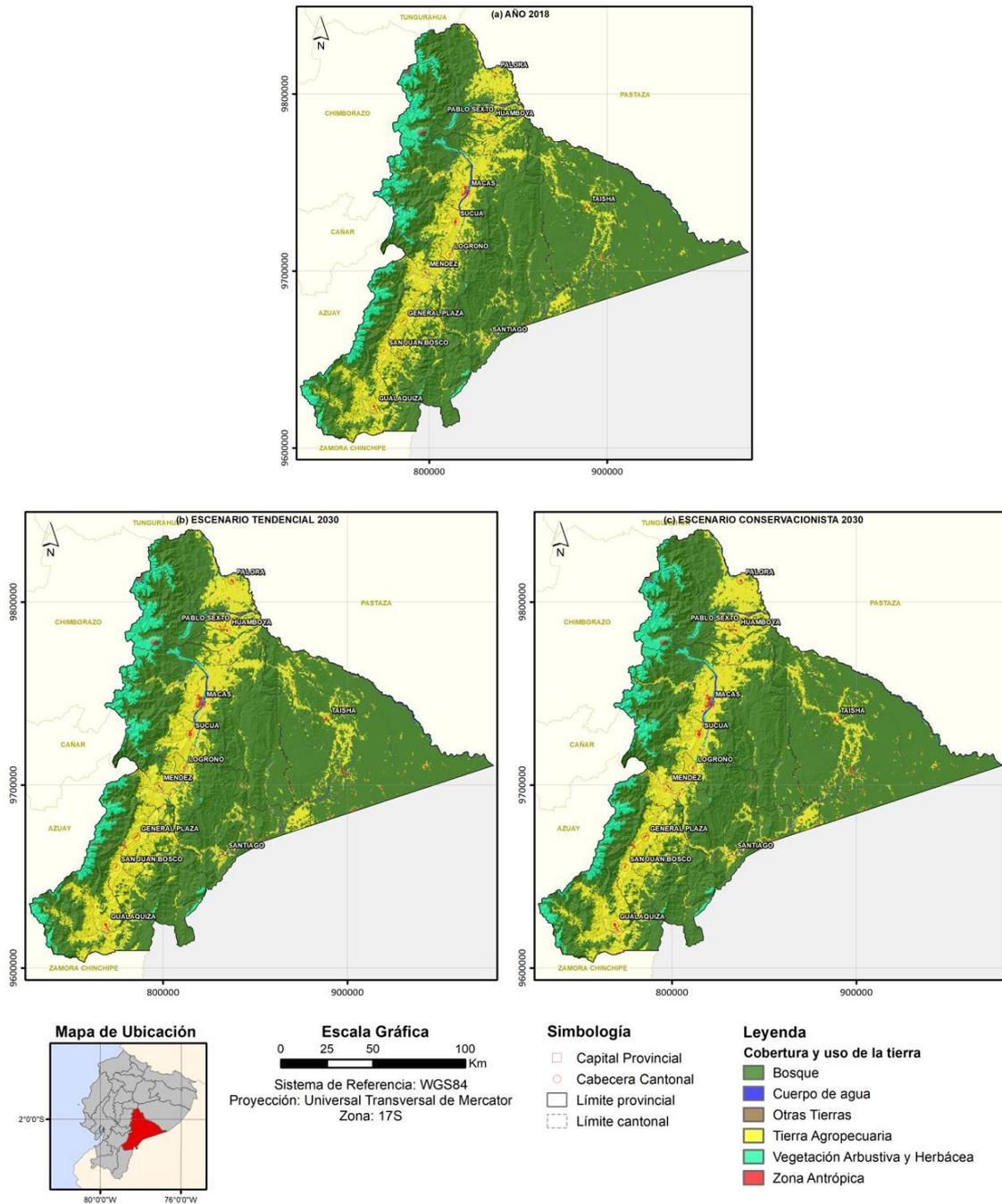


Figura 25. Cobertura y uso de la tierra en Morona Santiago al año 2030 para los escenarios (b) tendencial y (b) conservacionista vs el año 2018 (a)
Elaboración propia

En la Tabla 21 y Figura 26, se resumen las estimaciones de área y porcentaje en el territorio de la provincia, que cubriría cada una de categorías de cobertura y uso de la tierra en ambos escenarios de análisis respecto al año 2018.

Tabla 21
Cobertura y uso de la tierra en Morona Santiago en los escenarios tendencial y conservacionista al año 2030 respecto a 2018

Cobertura y uso de la tierra	Año 2018		Tendencial Año 2030		Conservacionista Año 2030	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Bosque	1 742 742,18	72,60	1 679 391,27	69,96	1 703 261,07	70,96
Cuerpo de Agua	28 587,78	1,19	27 644,76	1,15	27 512,46	1,15
Otras Tierras	4 928,58	0,21	5 095,05	0,21	5 098,41	0,21
Tierra Agropecuaria	472 997,61	19,70	527 110,38	21,96	503 733,78	20,99
Vegetación Arbustiva y Herbácea	143 838,18	5,99	148 011,57	6,17	147 942,90	6,16
Zona Antrópica	7 344,18	0,31	13 184,82	0,55	12 889,89	0,54
Total	2 400 438,51	100,00	2 400 438,51	100,00	2 400 438,51	100,00

Elaboración propia

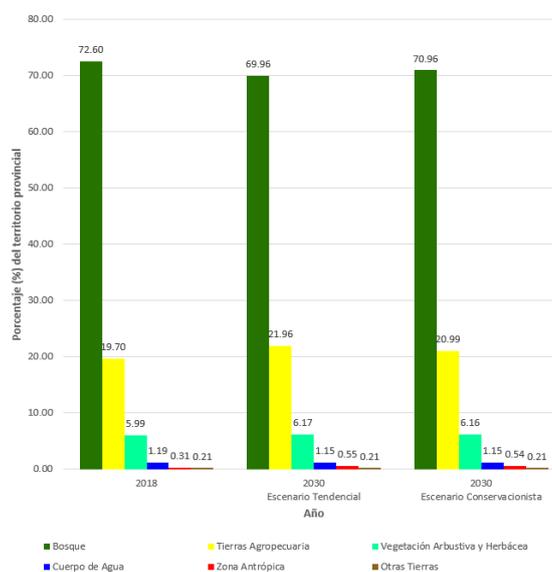


Figura 26. Porcentaje de territorio por cobertura y uso de la tierra en los escenarios tendencial y conservacionista en la provincia de Morona Santiago.

Elaboración propia

Al analizar las estimaciones de cobertura y uso de la tierra en ambos escenarios, se evidencia nuevamente que al igual que en 2000, 2008 y 2018, para el año 2030 las categorías “Bosque”, “Tierra Agropecuaria” y “Vegetación Arbustiva y Herbácea” continuarán siendo las de mayor extensión en la provincia, cubriendo aproximadamente el 98 % de superficie, y las categorías restantes “Cuerpo de Agua”, “Otras Tierras” y “Zona Antrópica” el 2 %.

Para el escenario tendencial, entre 2018-2030, la categoría Bosque experimentaría una pérdida neta de 63 350,91 ha, pasando de cubrir el 72,60 % al 69,96 % del territorio provincial; por otro lado, “Tierra Agropecuaria”, presentaría el mayor incremento neto con 54 112,77 ha, pasando de ocupar un 19,70 % al 21,96 % del área total de la provincia. Mientras que, para el escenario conservacionista, la categoría “Bosque” experimentaría

una pérdida neta de sólo 39 481,11 ha, pasando de cubrir el 72,60 % al 70,96 % de área total de Morona Santiago, y la categoría “Tierra Agropecuaria” una ganancia neta de 30 736,17 has, pasando de ocupar un 19,70 % a 20,99 % del área total de la provincia.

En cuanto a las categorías restantes “Vegetación Arbustiva y Herbácea”, “Cuerpo de Agua”, “Otras Tierras” y “Zona Antrópica”, en ambos escenarios presentarían pérdidas y ganancias menores al 1 % del área total de Morona Santiago. Cabe resaltar, que “Zona Antrópica” presentaría un incremento considerable en términos de superficie, pasando de ocupar 7 344,18 ha en 2018 a cubrir 13 184,82 ha y 12 889,89 ha para el escenario tendencial y conservacionista en 2030 respectivamente, es decir casi duplicando su tamaño en ambos escenarios.

Bajo los dos escenarios planteados, la deforestación bruta y regeneración que se observaría en Morona Santiago, tendría un comportamiento como en la Figura 27.

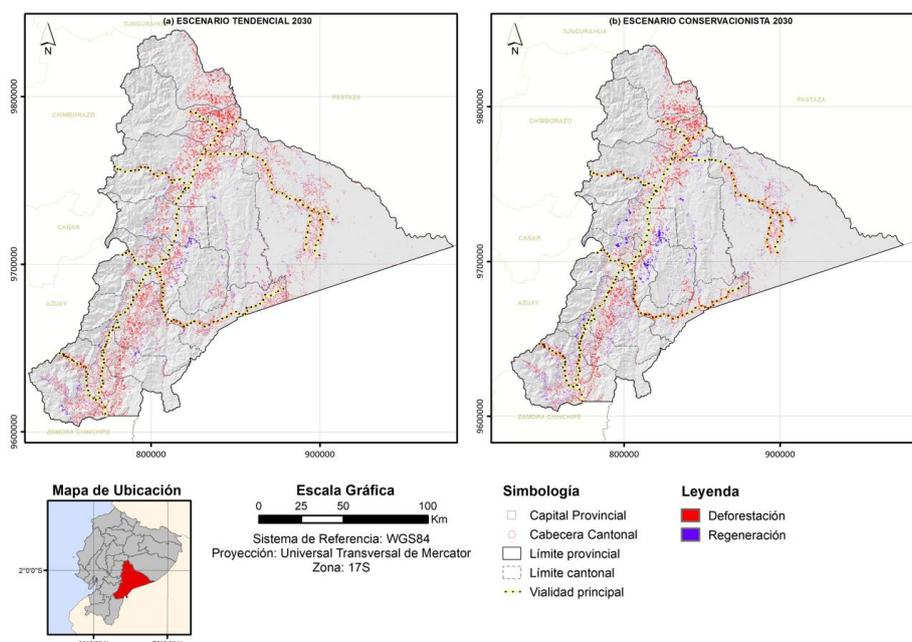


Figura 27. Deforestación y regeneración en Morona Santiago al año 2030 para los escenarios (a) tendencial y (b) conservacionista
Elaboración propia

En la Figura 28, si se considera específicamente el comportamiento de la deforestación bruta y la regeneración en periodos aproximados de 10 años, se puede apreciar su contribución histórica en el periodo 2000-2018, así como sus proyecciones para 2018-2030 de acuerdo a los escenarios propuestos.

La dinámica de la deforestación en Morona Santiago de los últimos 20 años, se construyó en base de los datos oficiales de cobertura y uso de la tierra que genera el MAATE. Considerando que el periodo proyectivo es de aproximadamente 10 años (2018-

2030), se plantea una comparación del mismo frente al comportamiento de la deforestación en intervalos anteriores de tiempo, similares a los decenios: 2000-2008 (8 años) y 2008-2018 (10 años). Este tipo de comparaciones, se sugiere en otros estudios de modelación de escenarios de deforestación, donde también se analiza un comportamiento lineal de la dinámica de la deforestación en periodos similares de tiempo (RAISG 2022).

Para el primer periodo 2000-2008 se identifica como el de mayor deforestación bruta (87 134,67 ha) y mayor regeneración (32 896,17 ha); le sigue el periodo 2008-2018 con la segunda mayor deforestación bruta (96 378,03 ha) y regeneración (32 896,17 ha).

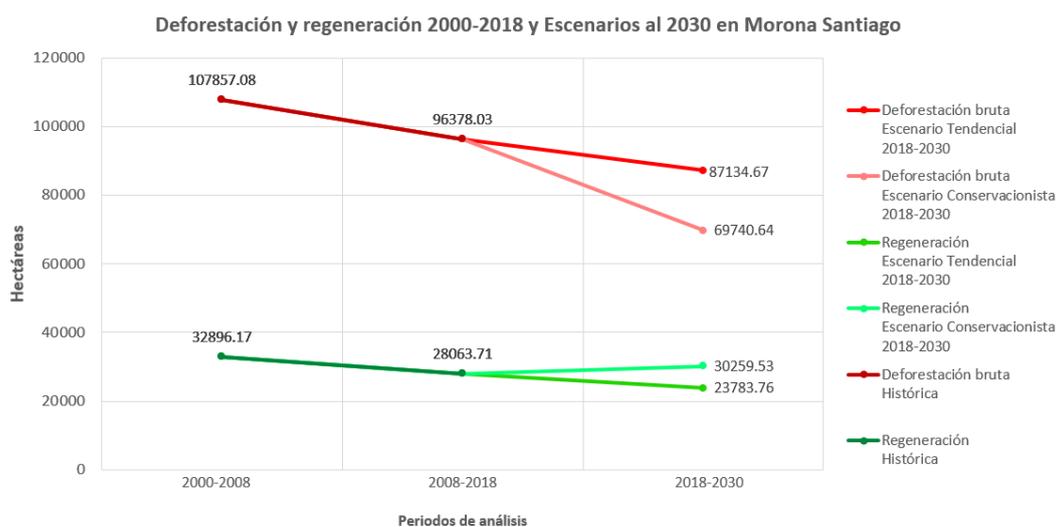


Figura 28. Deforestación y regeneración 2000-2018 y escenarios al 2030 en Morona Santiago
Elaboración propia

Finalmente, como se aprecia en la Tabla 22, para un escenario tendencial con condiciones similares a las ocurridas en los periodos anteriores, se estima que tanto la deforestación bruta como la regeneración disminuirían a un ritmo bajo, de tal forma que entre 2018-2030 se proyecta que la deforestación bruta alcanzaría las 87 134,67 ha, con un mayor impacto en los cantones Taisha, Morona, Gualaquiza y Limón Indanza. En contraste, se estima que la regeneración llegaría a las 23 783,76 ha, y se produciría mayormente en los mismos cantones mencionados anteriormente, a excepción de Limón Indanza, y se agregaría a Sucúa.

Tabla 22
Deforestación por cantón en Morona Santiago para los escenarios tendencial y conservacionista al año 2030

Cantón	Escenario Tendencial 2030		Escenario Conservacionista 2030	
	Deforestación bruta (ha)	Regeneración (ha)	Deforestación bruta (ha)	Regeneración (ha)
Palora	6 688,26	938,25	6671,7	763,38
Huamboya	9 822,87	559,17	7900,2	806,85
Pablo Sexto	2 107,35	162,99	2091,33	140,76
Taisha	13 187,25	3 617,55	10118,61	4332,33
Morona	11 311,74	3 956,67	8614,08	4549,14
Sucúa	3 726,36	2 439,09	2131,2	3715,47
Logroño	2 180,16	1 977,75	1945,26	2396,52
Santiago de Méndez	5 432,94	1 822,05	3663,63	3383,37
Tiwintza	5 413,50	1 555,74	5690,25	1360,26
Limón Indanza	10 837,44	1 889,01	8007,57	2804,67
San Juan Bosco	3 988,08	1 300,95	3198,33	1804,23
Gualaquiza	12 438,72	3 564,54	9708,48	4202,55
Total	87 134,67	23 783,76	69 740,64	30 259,53

Elaboración propia

Por otra parte, en el escenario conservacionista, donde se considera una tasa de deforestación más baja y de regeneración más alta a las observadas en los periodos anteriores, así como controles ambientales mayores; se proyecta que la deforestación bruta entre 2018-2030 en Morona Santiago sería de 69 740,64 ha, nuevamente se produciría en los mismos cantones afectados que en el escenario tendencial, pero sus valores de deforestación bruta presentarían una notable reducción. Además, se estima que la regeneración alcanzaría las 30 259,53 ha, con un mayor impacto en los cantones Taisha, Morona, Gualaquiza y Sucúa.

2. Discusión

2.1. Cuantificación de cambio de cobertura y uso de la tierra de Morona Santiago entre 2000-2018

2.1.1. Análisis de la información oficial de cobertura y uso de la tierra en Morona Santiago

Derivado del análisis de la información oficial de cobertura y uso de la tierra entre 2000 y 2018 en Morona Santiago, se encontró que la categoría Bosque experimentó las mayores pérdidas netas y Tierra Agropecuaria las mayores ganancias netas en términos de porcentaje de territorio provincial. La dinámica de disminución de bosque e incremento de tierras agropecuarias, como lo señala Abata (2018), es muy usual en la

Amazonía de Ecuador, y en Morona Santiago está históricamente relacionado con la expansión de vías para la colonización de tierras y la extracción de recursos (Tandazo-Cabrera 2009; Laurance y Arrea 2017).

La entrada a bosques antes inaccesibles en Morona Santiago, ha impulsado mecanismos legales e ilegales de explotación de madera para comercialización (Bonilla-Bedoya et al. 2018), convirtiéndola en una de las provincias mayormente afectadas por la tala ilegal (RAISG 2012). Esto ha facilitado el establecimiento y expansión de cultivos y pastizales, que combinada con la falta de respaldo técnico necesario, continúa intensificando el proceso de pérdida de bosque (GADPMS 2019), dando lugar al clásico patrón de deforestación en forma de espina de pez (Berenguer et al. 2022).

2.1.2. Cálculo de matrices de transición

Según Ponce (2018), existen varias maneras de calcular tasas de transición, por lo que resulta importante identificar la característica específica a las que estas se refieren. Las tasas de transición que calcula Dinámica EGO muestran el porcentaje de área de una categoría de cobertura y uso de la tierra que será cambiada a otra, en un intervalo de tiempo; además, sirven como punto de referencia para comprender la proporción de cambio que experimentan las distintas categorías de cobertura y uso de la tierra en un territorio y periodo de análisis de interés (Soares-Filho, Rodrigues, y Costa 2010).

En el presente estudio, se obtuvieron tasas de cambio total y anual en dos periodos (a) 2000-2008 y (b) 2008-2018, de las cuales se destaca la transición entre bosque a otras categorías, con valores de (a) 5,72 % y 0,77 %, (b) 5,32 % y 0,56 %, respectivamente. Estas tasas en su mayoría se alcanzaron específicamente por la transición bosque a tierra agropecuaria; lo cual puede vincularse al hecho de que la ganadería bovina es la principal fuente directa de ingresos económicos en la provincia (FAO 2020b). Además, el estudio realizado por Campos (2018) en una parte norte de región Amazónica ecuatoriana, destaca tasas de cambio similares a las halladas en este trabajo.

2.1.3. Identificación de transiciones sistemáticas

Aunque entre 2000-2018, Bosque fue la categoría de mayor persistencia en Morona Santiago respecto a otros intercambios producidos; esto podría llevar a interpretaciones erróneas sobre la dinámica de cambio de cobertura y uso de la tierra en la provincia, ya que en la mayoría de territorios, la persistencia es el factor dominante (Tax y Recinos 2013; Pineda et al. 2015). Por lo tanto, identificar transiciones que

muestren una conexión lógica o de causalidad entre las categorías involucradas, puede ser indicativos de procesos ambientales subyacentes que impulsan cambios en la distribución de la cobertura y uso de la tierra de un territorio (Aldwaik y Pontius 2012).

En este sentido, con la metodología de R. Pontius, Shusas, y McEachern (2004) se identificaron las transiciones sistemáticas más prevalentes en la cobertura y uso de la tierra de Morona Santiago. Para el primer periodo 2000-2008, se destaca la pérdida de Bosque para ser reemplazado por Tierra Agropecuaria, así también la ganancia de Tierra Agropecuaria por sustituir a Bosque. En el segundo periodo 2008-2018, estas transiciones se mantienen como sistemáticas, pero también se añade la pérdida de Tierra Agropecuaria para ser sustituida por Zona Antrópica. Otros estudios enfocados en el análisis de cambio de cobertura y uso de la tierra en la Amazonía (Bonilla-Bedoya et al. 2014; Rojas Briceño et al. 2019), también encontraron transiciones sistemáticas muy similares.

2.2. Identificación y análisis de la influencia de variables espaciales explicativas en el proceso de deforestación

2.2.1. Cálculo de los rangos y pesos de evidencia de las variables espaciales explicativas

En ambos periodos de análisis se apreció que, las distancias de hasta 3 km respecto a vías o poblados influyeron positivamente la deforestación en Morona Santiago. Este hallazgo presenta cierta similitud con los resultados reportados por Laurance y Arrea (Laurance y Arrea 2017), quienes señalan que en la Amazonía Brasileña, la mayoría de la deforestación ocurre a menos de 5,5 km de una vía legal o ilegal; y luego se prolifera con la expansión de nuevas vías. Así también, el estudio realizado por Oré et al. (2021) reportó que distancias menores a 5 km de poblados favorecieron la deforestación en un distrito de la Amazonía Peruana, sobre todo en zonas donde la agricultura y ganadería es la principal actividad económica de la población.

Por otra parte, se observó que distancias de hasta 0,4 km desde tierras agropecuarias favorecieron la deforestación. Asimismo, distancias menores a 2,2 km respecto a ríos tuvieron una influencia positiva sobre la deforestación en la provincia, esto guarda similitud con lo reportado por RAISG (2022) donde se encontró que la deforestación en el Bioma Amazónico también ocurre en las proximidades a ríos navegables utilizados para la extracción de madera. También, se apreció que distancias de hasta 15,8 km respecto a fuentes de contaminación minera promueven la deforestación

en la provincia; de manera similar Quintana (2017) reportó que la cercanía a núcleos mineros favorecen positivamente la deforestación.

En relación con la variable altitud, durante el periodo 2000-2008 se aprecia que alturas entre los 720-1 720 msnm influyeron positivamente la deforestación en Morona Santiago, mientras que entre 2008-2018, las alturas fueron menores a 240 msnm y entre 540-1 590 msnm. Estos resultados presentan cierta similitud con los obtenidos por RAISG (2022), quienes observaron que la deforestación tiende a concentrarse en tierras bajas del Bioma Amazónico, donde el terreno presenta menos obstáculos naturales. Sin embargo, Sierra, Calva, y Guevara (2021) encontraron que bajo los 1 400 msnm también se concentra deforestación a escala nacional. Además, la variable pendiente ha mostrado una influencia similar, pendientes menores al 20 % favorecieron la deforestación en la provincia, esto coincide con lo explicado por R. de C. Macedo et al. (2013), quienes indican que es más probable su ocurrencia en lugares planos debido a la presión agrícola.

En el SNAP, en ambos periodos de análisis, se encontró que distancias de hasta 1,3 km inhibieron la deforestación en la provincia, siendo más eficaces en comparación con los BVP, donde esto ocurrió sólo en distancias menores a 0,3 km entre 2000-2008, sin embargo, para 2008-2018, esta dinámica cambió, y las distancias cercanas favorecieron la deforestación. Este hallazgo puede justificarse por las diferentes restricciones de uso establecidas en cada figura de conservación, por otra parte, según Dos Santos, Juvanhol, y Aguiar (2022) las áreas de conservación son susceptibles a la tala ilegal debido a que albergan especies de alto valor.

Por otra parte, un nivel bajo de fragmentación de ecosistemas, también presentó una influencia negativa hacia a la deforestación en la provincia. Finalmente, en relación a las áreas de conservación del PSB, éstas presentaron un efecto inhibitorio de la deforestación, esto coincide con los resultados reportados por Dos Santos, Juvanhol, y Aguiar (2019), quienes encontraron que la deforestación dentro de los predios colectivo del PSB es relativamente baja tanto antes como después de la implementación del programa, lo que sugiere un efecto protector de las áreas de bosque.

2.2.2. Análisis de correlación espacial entre variables espaciales explicativas

En el análisis realizado a las variables explicativas del modelo, todas demostraron ser espacialmente independientes al evaluarse mediante el estadístico de Cramer, por lo cual se mantuvieron en el modelo. Según Monteiro Junior et al. (2019), dado que el método de pesos de evidencia calcula la influencia individual de una variable explicativa

sobre una transición, no cumplir con la independencia espacial entre pares de variables explicativas, podría generar una sobreestimación en el valor de la probabilidad espacial en la transición de interés.

El valor más alto de correlación se presentó entre las variables distancia a SNAP y fragmentación de ecosistemas, lo que indica que los diferentes rangos de distancia desde el SNAP se asocian con la presencia de niveles de fragmentación en los ecosistemas. Según Sandoval-Hernández y Castillo-Chinchilla (2011), el establecimiento de áreas protegidas representa una estrategia para la mitigación y reducción de procesos de fragmentación. Sin embargo, contar con áreas protegidas aisladas no es suficiente, ya que es necesario garantizar su conectividad entre sí, para mantener un equilibrio en los ecosistemas (WWF 2021).

2.3. Modelamiento de la dinámica espacial de deforestación en Morona Santiago bajo un escenario tendencial y de conservación al año 2030

2.3.1. Ejecución y validación del modelo de simulación

Se determinó que los errores en la diferencia entre el área estimada y el área real, por categoría de cobertura y uso de la tierra para los años de validación (2008, 2018), no superaron el 1 %. Estos valores resultaron inferiores a los reportados en otros estudios de simulación con Dinámica EGO (Chiquin 2021; Dos Santos, Juvanhol, y Aguiar 2022). Si bien, estos niveles de error bajos sugieren una modelación efectiva en términos de cambios netos en la cobertura y uso de la tierra, también es importante evaluar el rendimiento en torno a la similitud de patrones espaciales.

En ese sentido, se determinaron valores de mínima similitud que superaron 50 % a partir de ventanas de 5x5 celdas (150 m) en los años de validación (2008, 2018). Otros estudios de modelamiento de deforestación en la Amazonía Brasileira (Dos Santos, Juvanhol, y Aguiar 2022) reportaron valores de mínima similitud superiores al 50 % a partir de las 9x9 celdas (1 080 m) y hasta 11x11 celdas (2 200m). Según Turpo-Cayo (2018) una similitud espacial con valores mayores al 50 % indica confiabilidad en el modelo para proyectar simulaciones futuras.

2.3.2. Determinación de condiciones para escenarios de deforestación

Si se compara la línea base de deforestación en Morona Santiago respecto a lo que ha ocurrido en el país, se encuentra que entre 2000-2008, a nivel nacional el MAE (2017a)

reportó una deforestación bruta anual de 108 666 ha/año, mientras que entre 2008-2018 registró cifras que oscilaron entre las 97 918 ha/año a 82 529 ha/año. Esto implicaría que el 12,41 % y entre un 9,84 % a 11,67 % de la deforestación bruta anual del país durante los periodos 2000-2008 y 2008-2018 respectivamente, tuvo lugar en Morona Santiago. Esto la posicionó como la segunda provincia con mayor deforestación bruta anual, después de Esmeraldas entre 2000-2014 y 2016-2018, y como la tercera luego de Esmeraldas y Manabí entre 2014-2016 (MAE 2015). A pesar de que presentó valores altos de regeneración anual respecto a otras provincias (MAE 2017a), la deforestación neta también se ubicó como una de las mayores a nivel nacional.

Los datos reportados como línea base de deforestación en Morona Santiago, evidencian una reducción progresiva de la deforestación bruta anual entre 2000-2018, una tendencia similar a lo reportado por (2023) en relación al análisis de las tasas oficiales de deforestación bruta anual a nivel nacional. Sin embargo, según señala FAO (2015) la deforestación bruta anual que registra Ecuador sigue siendo significativamente alta en comparación a otros países de la región con mayor territorio. Además, resulta preocupante que desde el año 2000, Morona Santiago se mantenga como la primera provincia amazónica con mayor deforestación bruta anual (Ponce 2018), considerando que cada año su remanente de bosque continúa disminuyendo.

Por otra parte, la regeneración anual y la deforestación neta anual en la provincia también presentan una reducción. Según Sierra, Calva, y Guevara (2021), factores institucionales como la regularización de tierras y la implementación de políticas ambientales nacionales y locales podrían estar contribuyendo a esta situación. Sin embargo, en el estudio de Greene (2023), se discute que la regeneración en la Amazonía más bien podría estar vinculada a una dinámica de abandono de tierras que a programas de reforestación y recuperación de bosque, además que, por razones políticas, el Estado usa y utiliza con mayor frecuencia datos de deforestación neta (con regeneración).

La línea base y la revisión de instrumentos de planificación vinculados con la temática de deforestación, regeneración y conservación de bosques en la provincia, proporcionan como lo menciona RAISG (2022), un marco referencial de lo que podría ocurrir a futuro. En función de este marco referencial, considerando el comportamiento en 4 variables clave (deforestación bruta, regeneración, fragmentación de bosques y territorios bajo conservación) del territorio, al año 2030 se plantea un escenario tendencial cuya trayectoria de deforestación tendrá un comportamiento similar al periodo histórico 2000-2018, y en contraste un escenario

conservacionista donde la deforestación presentará un comportamiento favorable dado un cumplimiento más estricto de políticas en torno a la conservación.

2.3.3. Generación de escenarios de deforestación al año 2030

Dinámica EGO es un programa que dada su flexibilidad permite modificar parámetros y crear modelos en base a los objetivos que se prevén alcanzar en esta investigación; sin embargo, como menciona Espinoza-Mendoza (2017), se debe tomar en consideración que un modelo no predice exactamente lo que sucederá a futuro, pero sí permite identificar posibles tendencias en el cambio de cobertura y uso de la tierra bajo distintos escenarios.

Así, el abordaje de modelamiento futuro al 2030 de la deforestación en Morona Santiago, está centrado en resaltar áreas críticas donde se esperaría una pérdida de cobertura forestal, así como la medición en términos cuantitativos de la influencia de variables espaciales explicativas de este fenómeno. No obstante, es importante contribuir con algunos elementos de reflexión sobre las dinámicas reales vinculadas a la deforestación proyectada en el presente estudio.

Los modelos resultantes al año 2030, prevén que nuevamente la categoría Bosque experimente las mayores pérdidas y Tierra Agropecuaria las mayores ganancias en porcentaje de territorio provincial, este comportamiento se presentaría en mayor y menor proporción para el escenario tendencial y conservacionista respectivamente. Esto se ve reflejado en la diferencia del área estimada de deforestación bruta por escenario al año 2030, sin embargo, ambos escenarios coinciden en que los cantones mayormente afectados serán Taisha, Morona, Gualaquiza y Limón Indanza. Este comportamiento puede responder a dinámicas socioeconómicas y políticas existentes en la provincia, las cuales varían a lo largo de su territorio, y se explican a continuación:

De acuerdo a EcoCiencia, Amazon Conservation, y Norad (2023), a inicios de 2019 la deforestación por tierra agropecuaria en el noroccidente de Morona Santiago se vio impulsada en su mayoría por la rápida expansión de monocultivos de pitahaya, especialmente en los cantones Palora y Huamboya. Según Ruiz-Agila (2022) en Palora, la normativa que regula el uso de suelo (PUGS 2022-2032), se ha modificado en función de la rentabilidad del cultivo de pitahaya y ha generado su expansión intensiva, así como la contaminación en las fuentes de agua por filtración de químicos usados en los cultivos.

En la zona centro de la provincia, CONGOPE (2019) identificó a Morona, Limón Indanza, Sucúa y Santiago de Méndez como los cantones con mayor extensión de

actividad ganadera en su territorio, vinculado también con la presencia de un índice medio de urbanización para la Amazonía reportado por Cabrera-Barona, Albán, y Durán (2023). Acorde a Bedoya-Garland et al. (2023), desde la década de los años 60, en la que se iniciaron los procesos de colonización masiva en la Amazonía ecuatoriana, las problemáticas de control y titulación de territorios indígenas, constituyeron un factor de conflicto y riesgos para las comunidades indígenas, y una condición de ventaja para los colonos que incorporaron sistemas agrícolas. Asimismo, varias políticas gubernamentales alentaron el aumento de créditos agrícolas para el desarrollo ganadero; resultado de estas medidas económicas, extensas superficies de bosque fueron deforestadas (Wasserstrom y Southgate 2013). En la actualidad, la ganadería representa una importante fuente de empleo e ingresos para pequeños y medianos agricultores, pero bajo formas tradicionales de producción, como es la ganadería extensiva (FAO 2020b).

Por otra parte, en la vía Ebenezer-Macuma-Taisha que atraviesa el Bosque Protector Kutukú-Shaimi y conecta a varios poblados del cantón Taisha con la Troncal Amazónica, según Asar (2019) se implantó un lucrativo negocio de aprovechamiento y comercialización ilegal de madera. Este negocio liderado por intermediarios que adquieren madera a precios muy bajos y con un alto nivel de organización, ha logrado evadir los escasos puestos de control forestal mediante la falsificación de guías de circulación de madera autorizada. A esto se suman las trabas burocráticas que el Estado añade para que un productor forestal pueda vender madera de forma legal, lo cual genera que colonos e indígenas vendan madera de sus fincas a cambio de dinero rápido o mejoras en la calidad de vida. Una dinámica muy similar se repite en Tiwintza; un informe de la WWF-Ecuador (2022) resalta que, dada la ubicación fronteriza del cantón, la vía Patuca-Tiwintza y el río navegable Santiago, se convirtieron en una ruta que utilizan finqueros y compradores de madera para canalizar la compra-venta, como ocurrió en años recientes con la balsa, usada para fabricación de partes de barcos y aviones.

Al sur de la provincia, el informe de Borja et al. (2023) identificó un avance de la minería sobre áreas previamente boscosas entre 2015 y 2021, especialmente en los cantones Tiwintza, Limón Indanza, San Juan Bosco y Gualaquiza. Según Villa et al. (2022), la mayoría de esta actividad minera se concentra dentro de territorio indígena Shuar Arutam, que abarca el occidente de estos cantones y donde se registran 42 sitios con minería artesanal y 16 sitios con minería a gran escala. Asimismo, el MAATE (2023) identificó alrededor de 49 fuentes de contaminación por minería en esta zona; el gobierno ecuatoriano impulsó y promocionó en los últimos años la ejecución del proyecto

estratégico minero San Carlos y otras concesiones mineras, como una nueva fuente de ingresos y motor económico para la provincia y el país. Esto ha generado graves afectaciones a los derechos y vida de comunidades indígenas, al ambiente y a la naturaleza; además, se prevé que se multipliquen de forma irreparable en la provincia (Amazon Frontlines 2022).

Por otra parte, Bedoya-Garland et al. (2023) señalan que las comunidades indígenas en nuestro país se debaten entre la difícil elección de salvaguardar los bosques y su biodiversidad, o talarlos como alternativa de supervivencia, lo que genera conflictos entre sus integrantes, unos apoyan y otros se oponen a las iniciativas de conservación. La gestión deficiente por parte del Estado de las áreas protegidas facilita la evasión de las leyes y el desarrollo de actividades ilegales de extracción de madera.

Las distintas problemáticas vinculadas a la deforestación permiten obtener una visión integral de la realidad en el territorio de la provincia. Según la SNP (2023), las problemáticas en territorio deben ser identificadas en los planes de desarrollo y ordenamiento territorial (PDOT), ya que requieren de alternativas para su gestión por parte de los gobiernos locales. En este contexto, los escenarios de deforestación generados mediante este tipo de modelamientos, permiten integrar la complejidad espacial, temporal y multivariable de un territorio (Casanova, Sosa, y Rodríguez 2012). Además, no solo representan posibles panoramas futuros del territorio, sino que, según la STPE (2019), se consideran un insumo fundamental para la planificación y gestión estratégica de políticas públicas a largo plazo.

Finalmente, (PNUD 2016) resalta que trabajar con escenarios, permiten orientar medidas de conservación y restauración de bosques en zonas con mayor probabilidad de deforestación, evitando que pierdan su eficiencia al ser incorporadas en otros sitios. Asimismo, se resalta la importancia que las comunidades indígenas dada su contribución al manejo sustentable de los bosques, sean involucradas en el proceso de elaboración de políticas públicas, y en alianza con otras organizaciones sociales logren legitimidad frente al Estado (Monteros-Altamirano 2010).

Conclusiones y recomendaciones

Conclusiones

En este trabajo de investigación se generaron modelos de la dinámica de deforestación en la provincia de Morona Santiago al año 2030, basado en un análisis espacio-temporal que aportó información relevante sobre sus variables explicativas. La importancia del modelamiento espacial de escenarios futuros, radica en comprender y evaluar las tendencias e impulsores de deforestación, vinculadas a problemáticas específicas que existen en esta provincia amazónica.

Se cuantificó los cambios de cobertura y uso de la tierra en Morona Santiago entre 2000-2018. Durante este periodo las categorías bosque y tierra agropecuaria representaron aproximadamente el 92 % del área de estudio, donde bosque pasó de ocupar 78,57 % a 72,60 % del territorio provincial, mientras que tierra agropecuaria cambió de 13,99 % a 19,70 %. Esta dinámica en la provincia está históricamente vinculada con la expansión de vías para la colonización de tierras y extracción de recursos, dando lugar a un patrón de deforestación en forma de espina de pez.

Se evidenció que en los periodos a) 2000-2008 y b) 2008-2018, el cambio de bosque a otras categorías presentó tasas de transición totales del 5,72 % y 5,32 % respectivamente; siendo el cambio dominante de bosque a tierra agropecuaria. Esto indicaría que la provincia en promedio pierde aproximadamente un 5 % de su área remanente de bosque cada 10 años, en relación al año inicial de cada periodo de análisis.

A partir de la metodología de Pontius, se identificó que las transiciones sistemáticas prevalentes en el cambio de cobertura y uso de la tierra de Morona Santiago para ambos periodos de análisis, son la pérdida de bosque para ser reemplazado por tierra agropecuaria, y la ganancia de tierra agropecuaria para sustituir a bosque. Estas transiciones no se produjeron por un patrón de intercambio aleatorio, sino por una relación de causalidad, siendo un indicativo del proceso de deforestación en la provincia.

Se analizó la influencia de 10 variables espaciales explicativas en el proceso de deforestación mediante el cálculo de pesos de evidencia. Para ambos periodos de análisis, las variables: distancia a poblados y distancia a vías obtuvieron los pesos positivos (+) más altos, indicando que la proximidad a éstos favorece la deforestación por tierra agropecuaria en la provincia. En contraste, la distancia a SNAP y la presencia de áreas de

conservación PSB, presentaron altos pesos negativos (-), demostrando que la cercanía o presencia de estos, inhibe la deforestación por tierra agropecuaria.

Se determinó que las 10 variables explicativas seleccionadas para el modelamiento son espacialmente independientes entre sí, dado que ninguna de ellas alcanzó el valor umbral de 0,5 del estadístico Cramer. Esto garantizó que no exista una sobreestimación en la probabilidad espacial de las transiciones de cobertura y uso de la tierra para los escenarios futuros de la provincia.

Se identificó errores menores al 1 % para la relación cambios reales vs cambios simulados por categoría de cobertura y uso de la tierra en los años de validación (2008 y 2018). Además, se alcanzó un índice de ajuste de mínima similitud superior al 50 % a partir de una resolución espacial de 5x5 celdas (150 m x150 m) en ambos años de validación, lo que evidenció confiabilidad para proyectar simulaciones futuras.

A partir de la integración de la metodología de la Secretaría Nacional de Planificación y el modelamiento predictivo con SIG, se identificó una línea base vinculada a la dinámica de deforestación y políticas de interés dentro de los instrumentos de planificación, que permitieron determinar el comportamiento en 4 variables clave (deforestación bruta, regeneración, fragmentación de bosques y territorios bajo conservación) para la generación de los escenarios tendencial y conservacionista al año 2030 en Morona Santiago.

Se estimó una deforestación bruta (sin regeneración) de 87 134,67 ha y 69 740,64 ha para los escenarios tendencial y conservacionista al año 2030 respectivamente. Ambos escenarios coinciden en que los cantones mayormente afectados serán Taisha, Morona, Gualaquiza y Limón Indanza, debido a dinámicas existentes en la provincia como la expansión de monocultivos, la expansión de vías, la tala ilegal de madera y el avance de la minería.

La generación de escenarios futuros de deforestación en la provincia, constituyen un instrumento fundamental para la planificación y gestión estratégica de políticas públicas a largo plazo en el territorio, que podrían incorporarse en los PDOTs para la toma de decisiones e implementación de proyectos en zonas que requieran atención prioritaria.

Recomendaciones

Se recomienda emplear la metodología de Pontius en estudios de cambio de cobertura y uso de la tierra, ya que permite la identificación de transiciones sistemáticas

prevalentes en el territorio de análisis. Esto permite centrar la investigación en el estudio de factores que podrían explicar la relación de causalidad entre las categorías involucradas.

Es recomendable investigar metodologías que permitan representar cartográficamente variables explicativas de tipo social o económico en modelamientos espacio-temporales, con la finalidad de determinar si la presencia o ausencia de estas variables pueden influir positiva o negativamente en los procesos de deforestación de un territorio.

Se recomienda evaluar el potencial predictivo del modelo utilizado en esta investigación frente a otros modelos de simulación para la generación de escenarios futuros, con la finalidad de comparar resultados y valorar restricciones de uso de cada uno, para identificar el tipo de modelo que mejor se ajuste a los objetivos del estudio de la deforestación.

Obras citadas

- Abata, Ginger. 2018. “Deforestación en la Amazonía ecuatoriana”. *Green World Journal* 01 (03). <https://www.greenworldjournal.com/copia-de-article-v3-n1-002-2020>.
- Abdo, Gustavo, y Pablo Samaniego. 1993. “La incidencia del crédito de fomento en la destrucción del bosque húmedo tropical: los casos de Esmeraldas, Macas, Lago Agrio y Puyo”. Informe. Quito: Fundación Natura.
- Agterberg, F.P., y G.F. Bonham-Carter. 1990. “Deriving weights of evidence from geoscience contour maps for the prediction of discrete events”. En , 2:381–95. Berlín, Germany.
- Aldwaik, Safaa Zakaria, y Robert Gilmore Pontius. 2012. “Intensity analysis to unify measurements of size and stationarity of land changes by interval, category, and transition”. *Landscape and Urban Planning* 106 (1): 103–14. doi:10.1016/j.landurbplan.2012.02.010.
- Amazon Frontlines. 2022. “La minería y el extractivismo en Ecuador”. *Amazon Frontlines*. <https://amazonfrontlines.org/es/chronicles/la-mineria-y-el-extractivismo-en-ecuador-2/>.
- Arellano, Karol, y Selena Castro. 2019. “Modelamiento de crecimiento urbano en el cantón Ibarra al año 2025 para la planificación del uso y ocupación del suelo”. Tesis de pregrado, Sangolquí: Universidad de las Fuerzas Armadas-ESPE. <https://repositorio.espe.edu.ec/jspui/bitstream/21000/20346/1/T-ESPE-039144.pdf>.
- Armenteras, Dolors, Josep María Espelta, Nelly Rodríguez, y Javier Retana. 2017. “Deforestation Dynamics and Drivers in Different Forest Types in Latin America: Three Decades of Studies (1980–2010)”. *Global Environmental Change* 46 (septiembre): 139–47. doi:10.1016/j.gloenvcha.2017.09.002.
- ARSET. 2019. “Observaciones de La Tierra Para Su Gestión a Cargo de Pueblos Indígenas”. *Applied Remote Sensing Training Program - NASA*. febrero 5. <http://appliedsciences.nasa.gov/get-involved/training/spanish/arset-observaciones-de-la-tierra-para-su-gestion-cargo-de-pueblos>.
- Asar, Rodolfo. 2019. “In Morona Santiago, Deforestation Exists Alongside Poverty and Cultural Change”. *Rainforest Journalism Fund*. <https://rainforestjournalismfund.org/id/node/16912>.
- Asner, Gregory P., Eben N. Broadbent, Paulo J.C. Oliveira, Michael Keller, David E. Knapp, y José N.M. Silva. 2006. “Condition and fate of logged forests in the Brazilian Amazon”. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103 (34). Proceedings of the National Academy of Sciences: 12947–50. doi:10.1073/pnas.0604093103.
- Asner, Gregory P., y Raul Tupayachi. 2017. “Accelerated Losses of Protected Forests from Gold Mining in the Peruvian Amazon”. *Environmental Research Letters* 12 (9). IOP Publishing: 094004. doi:10.1088/1748-9326/aa7dab.
- Bagley, Justin E., Ankur R. Desai, Keith J. Harding, Peter K. Snyder, y Jonathan A. Foley. 2014. “Drought and Deforestation: Has Land Cover Change Influenced Recent Precipitation Extremes in the Amazon?” *Journal of Climate* 27 (1). American Meteorological Society: 345–61. doi:10.1175/JCLI-D-12-00369.1.
- Barba-Ruiz, Daniel. 2018. “Análisis prospectivo del proceso de deforestación en el sector la Pampa-Guacamayo, Tambopata - Madre de Dios, Periodo 1999 al 2030”. Tesis

- de pregrado, Perú: Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios. <http://repositorio.unamad.edu.pe/handle/20.500.14070/415>.
- Baroja, Camilo, Philippe Belmont, y Mika Peck. 2017. “Deforestación y actividad petrolera en la Amazonía Centro-Sur: Escenarios predictivos del uso del suelo”. En *¿Está agotado el periodo petrolero en Ecuador? Alternativas hacia una sociedad más sustentable y equitativa: un estudio multicriterio*, La Tierra, 123–60. Quito, Ecuador: Ediciones La Tierra; Universidad Andina Simón Bolívar, Sede Ecuador; Pachamama Alliance; Terra Mater. <https://www.pachamama.org.ec/wp-content/uploads/2022/08/Libro-Analisis-Multi-Criterial.pdf>.
- Barsky, Osvaldo. 1984. “Las políticas agrarias y el intento nacionalista - reformista de las fuerza armadas”. En *La reforma agraria ecuatoriana*, Corporación Editora Nacional. Quito: Fraga. <https://biblio.flacsoandes.edu.ec/libros/106182-opac>.
- Bashir, Owais, Shabir Ahmad Bangroo, Wei Guo, Gowhar Meraj, Gebiaw T. Ayele, Nasir Bashir Naikoo, Shahid Shafai, et al. 2022. “Simulating Spatiotemporal Changes in Land Use and Land Cover of the North-Western Himalayan Region Using Markov Chain Analysis”. *Land* 11 (12). Multidisciplinary Digital Publishing Institute: 2276. doi:10.3390/land11122276.
- Bedoya-Garland, Eduardo, Sara Gómez-de la Torre, y Susana Anda-Basabe. 2023. “Ganaderos, colonos y la deforestación de bosques primarios en Morona, Ecuador.” *ANTHROPOLOGICA* XLI (51): 175–212.
- Benito, Ignacio, Ignacio Pace, Estela Cristeche, y Karina Casillas. 2021. “Matriz de transición para espacialización de cambios en el uso del suelo: nota metodológica”. Nota metodológica. Argentina: Centro de Investigación en Economía y Prospectiva.
- Berenguer, Erika, Dolors Armenteras, Alexander C Lees, Charlotte C Smith, Philip Fearnside, Nathália Nascimento, Ane Alen, et al. 2022. “Chapter 19 in Brief: Drivers and Ecological Impacts of Deforestation and Forest Degradation.” Amazon Assessment Report. Panel Science for the Amazon. <https://www.theamazonwewant.org/wp-content/uploads/2021/07/Chapter-19-in-Brief-Drivers-and-ecological-impacts-of-deforestation-and-forest-degradation-Final.pdf>.
- Bonilla-Bedoya, Santiago, Anabel Estrella-Bastidas, Juan Ramón Molina, y Miguel Ángel Herrera. 2018. “Socioecological System and Potential Deforestation in Western Amazon Forest Landscapes”. *Science of The Total Environment* 644 (diciembre): 1044–55. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.07.028.
- Bonilla-Bedoya, Santiago, Juan Martínez, Jose Pezzopane, y Miguel Machuca. 2014. “Fragmentation patterns and systematic transitions of the forested landscape in the upper Amazon region, Ecuador 1990–2008”. *Journal of Forestry Research* 25 (2). doi:10.1007/s11676-013-0419-9.
- Borja, M.O., C. Aguilar, G. Verdesoto, J. Villa, N. Mamani, M. Finer, y C. Josse. 2023. “MAAP #198: Expansión de la Minería en la Amazonía de Ecuador”. MAAP. <https://www.maaproject.org/2023/expansion-mineria-ecuador/>.
- Buntaine, Mark T., Stuart E. Hamilton, y Marco Millones. 2015. “Titling Community Land to Prevent Deforestation: An Evaluation of a Best-Case Program in Morona-Santiago, Ecuador”. *Global Environmental Change* 33 (julio): 32–43. doi:10.1016/j.gloenvcha.2015.04.001.
- Burgos, Lucía. 1997. “Causas estructurales de la deforestación en la amazonía ecuatoriana”. *Ecuador Debate. Globalización: Realidades y Falacias*, n° 40: 168–85.

- Cabrera-Barona, Pablo, Denise Albán, y Gustavo Durán. 2023. “Describing the Urban Jungle: A Multicriteria Urbanization Index for the Amazon”. *International Journal of Geo-Information* 10 (12): 430. doi:<https://doi.org/10.3390/ijgi12100430>.
- Caita, Juan, y William Castañeda. 2021. “Determinación de la mejor clasificación de coberturas obtenidas con imágenes satelitales de radar, ópticas y su sinergia en el periodo 2015-2020 e implementación de un modelo de predicción de la pérdida de bosque al año 2030 en seis municipios de la Amazonía Colombiana.” Tesis de pregrado, Colombia: Universidad Distrital Francisco José de Caldas. <https://repository.udistrital.edu.co/bitstream/handle/11349/28015/CaitaJuanCasta%C3%B1edaWilliam2021.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.
- Camacho, Christian Orlando, Nayely Estefanía Jara, y Josselyn Lisbeth González. 2022. “Análisis multitemporal de la deforestación y cambio de la cobertura del suelo en Morona Santiago”. *Polo del Conocimiento: Revista científico - profesional* 7 (1): 797–807.
- Camargo, Guibor, Andrés Miguel Sampayo, Andrés Peña-Galindo, Francisco J. Escobedo, Fernando Carriazo, y Alejandro Feged-Rivadeneira. 2020. “Exploring the Dynamics of Migration, Armed Conflict, Urbanization, and Anthropogenic Change in Colombia”. Editado por Bing Xue. *PLOS ONE* 15 (11): e0242266. doi:10.1371/journal.pone.0242266.
- Campos, Carolina. 2018. “Análisis multitemporal de cambio de uso de suelo y cobertura vegetal para el desarrollo de un modelo probabilístico prospectivo en la cuenca del río Capucuy”. Tesis de pregrado, Quito: Universidad Internacional SEK. <http://repositorio.uisek.edu.ec/handle/123456789/3133>.
- Carvalho, Thiago, Carolina Guilen-Lima, Marianne Silva, y Britaldo Soares-Filho. 2013. “DINAMICA EGO y Land Change Modeler para simular la deforestación en la Amazonia brasileña: un análisis comparativo”. En , 6379–86. Foz de Iguazú, Brasil. <http://marte2.sid.inpe.br/col/dpi.inpe.br/marte2/2013/05.28.23.29.52/doc/p0471.pdf>.
- Casanova, Rosario, Raquel Sosa, y Sebastián Rodríguez. 2012. “SIGAP: Sistema de Información Geográfica para el Análisis Prospectivo”. En *Surveying towards Sustainable Development*, 10. Montevideo, Uruguay. https://www.fig.net/resources/proceedings/fig_proceedings/uruguay/papers/ts04d/TS04D_casanova_sosa_et_al_6451.pdf.
- Ccanto Torres, Erik Oscar. 2016. “Detección de la deforestación en tiempo casi real mediante GRASS GIS e imágenes MODIS MOD13Q4N”. Tesis de pregrado, Argentina: Universidad Nacional de Córdoba. <https://rdu.unc.edu.ar/handle/11086/2803>.
- Ceballos, Gerardo, y Paul R. Ehrlich. 2006. “Global mammal distributions, biodiversity hotspots, and conservation”. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103 (51). *Proceedings of the National Academy of Sciences*: 19374–79. doi:10.1073/pnas.0609334103.
- CEPAL, y Patrimonio Natural. 2013. *Amazonia posible y sostenible*. Bogotá: Naciones Unidas.
- Cheng, Lin-lin, Mei Liu, y Jia-qi Zhan. 2020. “Land Use Scenario Simulation of Mountainous Districts Based on Dinamica EGO Model”. *Journal of Mountain Science* 17 (2): 289–303. doi:10.1007/s11629-019-5491-y.
- Chiquin, Mayra. 2021. “Modelación del cambio en la cobertura y uso del suelo al 2030 en las unidades hidrológicas del Distrito Metropolitano de Quito”. Tesis de

- posgrado, Quito: Universidad de las Fuerzas Armadas-ESPE. <https://repositorio.espe.edu.ec/bitstream/21000/26786/1/T-ESPE-O50901.pdf>.
- Chiriboga, Manuel, Renato Landín, y Jaime Borja. 1989. *Los cimientos de una nueva sociedad Campesinos, cantones y desarrollo*. Ecuador: COMMUNICARE. <https://repositorio.iica.int/handle/11324/17363>.
- CONGOPE. 2019. “Plan de desarrollo vial integral de la provincia de Morona Santiago”. Informe técnico. Macas: Consorcio de Gobiernos Autónomos Provinciales del Ecuador. <http://www.congope.gob.ec/wp-content/uploads/2020/09/Morona-Santiago-plan-vial-integral.pdf>.
- Costanza, Robert. 1989. “Model goodness of fit: A multiple resolution procedure”. *Ecological Modelling* 47 (3): 199–215. doi:10.1016/0304-3800(89)90001-X.
- Dezécache, Camille, Emmanuel Faure, Valéry Gond, Jean-Michel Salles, Ghislain Vieilledent, y Bruno Héroult. 2017. “Gold-Rush in a Forested El Dorado: Deforestation Leakages and the Need for Regional Cooperation”. *Environmental Research Letters* 12 (3). IOP Publishing: 034013. doi:10.1088/1748-9326/aa6082.
- Díaz-Pacheco, Jaime, y Richard Hewitt. 2014. “Modelado de cambios de usos de suelo urbano a través de redes neuronales artificiales. Comparación con dos aplicaciones de software”. *GeoFocus. International Review of Geographical Information Science and Technology*, nº 14: 1–22.
- Dos Santos, Raianara, Ronie Juvanhol, y Adriano Aguiar. 2022. “Tendential Modeling of Deforestation in Caatinga Biome in Piauí State”. *Caminhos de Geografia* 23 (88): 103–18. doi:10.14393/RCG238859039.
- Durango-Cordero, Juan, Mehdi Saqalli, Christophe Laplanche, Marine Locquet, y Arnaud Elger. 2018. “Spatial Analysis of Accidental Oil Spills Using Heterogeneous Data: A Case Study from the North-Eastern Ecuadorian Amazon”. *Sustainability* 10 (12). Multidisciplinary Digital Publishing Institute: 4719. doi:10.3390/su10124719.
- Eastman, J. Ronald. 2012. “IDRISI Selva. Guía para SIG y procesamiento de imágenes”. Clark University. <https://clarklabs.org/wp-content/uploads/2016/10/IDRISI-Selva-Spanish-Manual.pdf>.
- EcoCiencia. 2020. “Monitoreo satelital para la toma de decisiones ‘La tecnología se encuentra con la política: Monitoreo en tiempo real en la Amazonía’”. https://ecociencia.org/wp-content/uploads/2023/01/Folleto_ACA_MAAP.pdf.
- . 2021. “Mapbiomas Amazonía. Cuenca Amazónica Ecuatoriana: 36 Años de Cambios 1985 – 2020 COLECCIÓN 3”. <https://ecociencia.org/mapbiomas-amazonia-cuenca-amazonica-ecuatoriana-36-anos-de-cambios-1985-2020-coleccion-3/>.
- . 2022. “Monitoreo En Tiempo Real En La Amazonía”. *La Tecnología Se Encuentra Con La Política: Monitoreo En Tiempo Real En La Amazonía*. <https://ecociencia.org/portfolio-item/monitoreo-en-tiempo-real-en-la-amazonia/>.
- . 2023. “Mapeo y monitoreo de usos de suelo e incendios en la Amazonía. Las Políticas Públicas de REDD+ en el Ecuador y sus efectos en la lucha contra la deforestación.” Informe técnico. Quito: Fundación Ecuatoriana de Estudios Ecológicos EcoCiencia.
- EcoCiencia, Amazon Conservation, y Norad. 2023. “MAAP #194: Ampliación de cultivos de pitahaya (fruta dragón) en la Amazonía ecuatoriana”. *Monitoring of the Andean Amazon Project*. septiembre 15. <https://www.maaproject.org/2023/cultivos-pitahaya-fruta-dragon-ecuador/>.

- Ellickson, Robert C. 1994. *Order without Law: How Neighbors Settle Disputes*. Cambridge, MA: Harvard University Press. <https://doi.org/10.2307/j.ctvk12rdz>.
- Erwin, Terry L., M. C. Pimienta, O. E. Murillo, y V. Aschero. 2005. "Mapping Patterns of SS-Diversity for Beetles across the Western Amazon Basin: A Preliminary Case for Improving Conservation Strategies". *Proceedings of the California Academy of Sciences* 56 (7): 72–85.
- Espinoza-Mendoza, Victoria. 2017. "DINÁMICA EGO: Una herramienta gratuita para modelar y brindar soporte en el análisis del CCUS." Colegio de Geógrafos del Perú. <https://cgp.org.pe/publicaciones/boletin3/B3-08.pdf>.
- Eva, Hugh, Otto Huber, Achard Frédéric, Henrik Balslev, Stephan Beck, Hermann Behling, Alan Belward, et al. 2005. "A proposal for defining the geographical boundaries of Amazonia". Technical Report. Luxemburgo: European Commission in collaboration with the Amazon Cooperation Treaty Organization - JRC Ispra.
- FAO. 2015. "Evaluación de los recursos forestales mundiales 2015". Informe técnico. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.
- . 2017. "Análisis de vulnerabilidad local al cambio climático del sector ganadero en las zonas de implementación del proyecto MGCI en la provincia de Morona Santiago". Taller comunitario participativo. Macas: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.
- . 2020a. "Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020 - Principales resultados". Informe técnico. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. doi:10.4060/ca8753es.
- . 2020b. "Lineamientos para la actualización del Plan de Desarrollo Provincial de Morona Santiago, con la incorporación del enfoque de Ganadería Climáticamente Inteligente". Informe técnico. Morona Santiago: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.
- . 2022. "El estado de los bosques del mundo 2022. Vías forestales hacia la recuperación verde y la creación de economías inclusivas, resilientes y sostenibles." Informe técnico. El estado de los bosques del mundo (SOFO). Roma: FAO. doi:10.4060/cb9360es.
- FAO, y JRC. 2012. "Cambio de uso de las tierras forestales mundiales 1990-2005". Documento Forestal 169 FAO. E.J. Lindquist, R. D'Annunzio, A. Gerrand, K. MacDicken, F. Achard, R. Beuchle, A. Brink, H.D. Eva, P. Mayaux, J. San-Miguel-Ayán & H-J. Stibig. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación y Centro Común de Investigación de la Comisión Europea.
- Fearnside, Philip M. 2016. "Environmental and Social Impacts of Hydroelectric Dams in Brazilian Amazonia: Implications for the Aluminum Industry". *World Development* 77 (enero): 48–65. doi:10.1016/j.worlddev.2015.08.015.
- Furumo, Paul Richard, y T. Mitchell Aide. 2017. "Characterizing Commercial Oil Palm Expansion in Latin America: Land Use Change and Trade". *Environmental Research Letters* 12 (2). IOP Publishing: 024008. doi:10.1088/1748-9326/aa5892.
- GADPMS. 2019. "Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial Morona Santiago 2019-2023". Instrumento de planificación territorial. Macas: Gobierno Autónomo Descentralizado Provincial de Morona Santiago. https://moronasantiago.gob.ec/wp-content/uploads/2022/04/TOMO-II_II_IV-_FASE-DIAGNO-ESTRAT.pdf.

- García-Álvarez, D. 2018. "The Influence of Scale in LULC Modeling. A Comparison Between Two Different LULC Maps (SIOSE and CORINE)". En *Geomatic Approaches for Modeling Land Change Scenarios*, editado por María Teresa Camacho Olmedo, Martin Paegelow, Jean-François Mas, y Francisco Escobar, 187–213. Lecture Notes in Geoinformation and Cartography. Cham: Springer International Publishing. doi:10.1007/978-3-319-60801-3_10.
- Gatti, Luciana, Pedro Moura, Julia Arieira, Grace Blackham, Ane Alencar, Marcia Macedo, Foster Brown, et al. 2023. "Impactos Humanos en las Emisiones de Carbono y Pérdidas de los Servicios Ecosistémicos". Amazon Assessment Report. Science Panel for the Amazon. doi:10.55161/ASWZ1496.
- Geist, Helmut J., y Eric F. Lambin. 2002. "Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation". *BioScience* 52 (2): 143. doi:10.1641/0006-3568(2002)052[0143:PCAUDF]2.0.CO;2.
- Gomes, Vitor H. F., Ima C. G. Vieira, Rafael P. Salomão, y Hans ter Steege. 2019. "Amazonian Tree Species Threatened by Deforestation and Climate Change". *Nature Climate Change* 9 (7). Nature Publishing Group: 547–53. doi:10.1038/s41558-019-0500-2.
- González, J., A. Cubillos, M. Arias, y B. Zapata. 2014. "Resultados de la simulación de la deforestación para el ajuste del nivel de referencia del área subnacional A8". Informe técnico. Bogotá, Colombia: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- González, J, I Pérez, M Cubillos, E Zúñiga, A Cubillos, M Arias, y M Chadid. 2018. "Escenarios de deforestación para la toma de decisiones: propuesta metodológica y ámbito de aplicación". Bogotá, Colombia: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM-. Programa ONU-REDD Colombia. <https://www.undp.org/es/latin-america/publicaciones/escenarios-de-deforestacion-para-la-toma-de-decisiones-propuesta-metodologica-y-ambito-de-aplicacion>.
- Greene, Natalia. 2023. "Potencialidades y obstáculos para el diseño de una métrica de sustentabilidad basada en la cobertura forestal y la deforestación en el Ecuador". Tesis de posgrado, Quito, Ecuador: Universidad Andina Simón Bolívar. <http://hdl.handle.net/10644/9335>.
- Guaiñas, María. 2015. "Análisis de cambios de usos de suelo multitemporal en el Cantón Cuenca". Tesis de posgrado, Cuenca: Universidad del Azuay. <https://dspace.uazuay.edu.ec/bitstream/datos/4935/1/11374.pdf>.
- Harner, Michael J. 1984. *The Jivaro: People of the Sacred Waterfalls*. Londres: University of California Press.
- IBERO-REDD+. 2016. "Degradación de bosques en Latinoamérica: Síntesis conceptual, metodologías de evaluación y casos de estudio nacionales." Armenteras, D., González, TM., Retana, J., Espelta, JM. (eds). https://www.researchgate.net/publication/299646026_Degradacion_de_bosques_en_Latinoamerica_Sintesis_conceptual_metologias_de_evaluacion_y_casos_de_estudio_nacionales.
- Kolb, Mélanie. 2013. "Dinámica del uso del suelo y cambio climático en la planeación sistemática para la conservación: un caso de estudio en la cuenca Grijalva-Usumacinta". Tesis de Doctorado, México: Universidad Nacional Autónoma de México. <https://theses.hal.science/tel-00907915/document>.
- Kura, Abiyot Legesse, y Dereje Likisa Beyene. 2020. "Cellular automata Markov chain model based deforestation modelling in the pastoral and agro-pastoral areas of

- southern Ethiopia”. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 18 (abril): 100321. doi:10.1016/j.rsase.2020.100321.
- Lanly, Jean-Paul. 2003. “Los factores de la deforestación y de la degradación de los bosques”. En *XII World Forestry Congress*. Quebec, Canadá. <https://www.fao.org/3/xii/ms12a-s.htm>.
- Larrea, Carlos, Tasso Azevedo, María R Murmis, Felipe Nunes, Raoni Rajão, João Paulo Ribeiro-Capobianco, César Rodríguez-Garavito, Britaldo Soares-Filho, y Richard Van der hof. 2021. “Chapter 17 in Brief: Globalization, Extractivism, and Social Exclusion: Threats and Opportunities to Amazon Governance in Brazil”. Amazon Assessment Report. Panel Science for the Amazon.
- Larrea, Carlos, Ana Isabel Larrea, Ana Lucía Bravo, Philippe Belmont, Camilo Baroja, Cynthia Mendoza, William Ibáñez, y Inés Luna. 2012. “Petróleo, sustentabilidad y desarrollo en la Amazonia Centro-Sur”. Quito: Universidad Andina Simón Bolívar.
- Larrea, Carlos, María Rosa Murmis, Stefan Peters, Andrés Escobar, Daniel Larrea-Alcázar, Luz Marina Mantilla, Eduardo Pichilingue, y Emiliano Terán. 2021. “Chapter 18 in Brief: Globalization, Extractivism, and Social Exclusion: Country-Specific Manifestations”. Amazon Assessment Report. Panel Science for the Amazon.
- Latorre, Sara. 2015. *Extractivismo al debate: Aportes para los Gobiernos Autónomos Descentralizados*. Territorios en Debate. N° 3. Quito: Abya-Yala.
- Laurance, William F., y Irene Burgués Arrea. 2017. “Roads to riches or ruin?” *Science* 358 (6362). American Association for the Advancement of Science: 442–44. doi:10.1126/science.aao0312.
- Laurance, William F., Miriam Goosem, y Susan G. W. Laurance. 2009. “Impacts of Roads and Linear Clearings on Tropical Forests”. *Trends in Ecology & Evolution* 24 (12): 659–69. doi:10.1016/j.tree.2009.06.009.
- Laurance, William F., Thomas E. Lovejoy, Heraldo L. Vasconcelos, Emilio M. Bruna, Raphael K. Didham, Philip C. Stouffer, Claude Gascon, Richard O. Bierregaard, Susan G. Laurance, y Erica Sampaio. 2002. “Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: A 22-Year Investigation”. *Conservation Biology* 16 (3): 605–18.
- Leblois, Antoine, Olivier Damette, y Julien Wolfersberger. 2017. “What Has Driven Deforestation in Developing Countries Since the 2000s? Evidence from New Remote-Sensing Data”. *World Development* 92 (abril): 82–102. doi:10.1016/j.worlddev.2016.11.012.
- Lees, Alexander C., Carlos A. Peres, Philip M. Fearnside, Maurício Schneider, y Jansen A. S. Zuanon. 2016. “Hydropower and the Future of Amazonian Biodiversity”. *Biodiversity and Conservation* 25 (3): 451–66. doi:10.1007/s10531-016-1072-3.
- Leija, Edgar G., Numa P. Pavón, Arturo Sánchez-González, Gregorio Ángeles-Pérez, Edgar G. Leija, Numa P. Pavón, Arturo Sánchez-González, y Gregorio Ángeles-Pérez. 2021. “Dinámica espacio-temporal de uso, cambio de uso y cobertura de suelo en la región centro de la Sierra Madre Oriental: implicaciones para una estrategia REDD+ (Reducción de Emisiones por la Deforestación y Degradación)”. *Revista cartográfica*, n° 102 (junio). Instituto Panamericano de Geografía e Historia: 43–68. doi:10.35424/rcarto.i102.832.
- Leite-Filho, Argemiro Teixeira, Britaldo Silveira Soares-Filho, y Ubirajara de Oliveira. 2024. “Climate Risks to Soy-Maize Double-Cropping Due to Amazon Deforestation”. *International Journal of Climatology* 44 (4): 1245–61. doi:10.1002/joc.8381.

- Little, Paul E. 2013. *MEGAPROYECTOS EN LA AMAZONÍA: Un análisis geopolítico y socioambiental con propuestas de mejor gobierno para la Amazonía*. Realidades. Perú. <https://www.actualidadambiental.pe/wp-content/uploads/2013/07/Megaproyectos-Amazon%C3%ADa-Paul-Little.pdf>.
- Llerena, Silvia, Priscila Arias, Jhonn Cueva, Almeida Georgina, y Cristian Salazar. 2020. “Identifying priority management of Ecuadorian forests based on the environmental integrated assessment”. En . Vol. 169. Moscow. doi:<https://doi.org/10.1051/e3sconf/202016902015>.
- López-Vázquez, Víctor Hugo, y Wenseslao Plata-Rocha. 2009. “Análisis de los cambios de cobertura de suelo derivados de la expansión urbana de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, 1990-2000”. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, n° 68: 85–101.
- Lora, Luisa. 2023. “Simulación geoespacial de la deforestación al año 2032 en el Distrito Padre Abad - Ucayali”. Tesis de posgrado, Perú: Universidad Nacional Agraria de la Selva. <https://hdl.handle.net/20.500.14292/2377>.
- MAAP. 2024. “Proyecto de Monitoreo de los Andes Amazónicos”. *Proyecto de Monitoreo de los Andes Amazónicos*. abril 9. <https://www.maaproject.org/>.
- MAATE. 2023. “Guía para la remediación y restauración de fuentes de contaminación por actividades mineras”. https://suia.ambiente.gob.ec/files/DIR_NOR_CON/guia_mineria_vf-5.pdf.
- Macedo, Marcia, Ruth DeFries, Douglas Morton, Claudia Stickler, Gillian Galford, y Yosio Shimabukuro. 2012. “Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s”. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109 (4): 1341–46. doi:10.1073/pnas.1111374109.
- Macedo, Rodrigo de Campos, Cláudia Maria de Almeida, João Roberto dos Santos, y Bernardo Friedrich Theodor Rudorff. 2013. “Modelagem dinâmica espacial das alterações de cobertura e uso da terra relacionadas à expansão canavieira”. *Boletim de Ciências Geodésicas* 19 (junio): 313–37. doi:10.1590/S1982-21702013000200009.
- MAE. 2015. “Estadísticas de patrimonio natural”. Informe técnico. Quito, Ecuador: Ministerio de Ambiente del Ecuador. <https://mluisforestal.wordpress.com/wp-content/uploads/2016/01/estadisticas-patrimonio-natural-mae.pdf>.
- . 2016a. “Análisis de deforestación en el Ecuador Continental 1990-2014”. Informe técnico. Quito: Ministerio de Ambiente del Ecuador. <http://certificacionpuntoverde.ambiente.gob.ec/libraries/EAlfresco.php/?doc=5708eb09-80c7-4c92-aca0-21dfa0ee711b>.
- . 2016b. “Bosques para el Buen Vivir - Plan de Acción REDD+ Ecuador (2016-2025)”. Informe técnico. Quito: Ministerio de Ambiente del Ecuador. https://redd.unfccc.int/media/plan_accion_redd.pdf.
- . 2017a. “Deforestación del Ecuador Continental Periodo 2014-2016”. Quito: Ministerio de Ambiente.
- . 2017b. “Protocolo Metodológico para la generación de mapas de deforestación del Ecuador Continental”. Informe técnico. Quito: Ministerio de Ambiente del Ecuador. https://redd.unfccc.int/media/06.01.2020_nivel_de_referencia_de_emisiones_forrestales_de_ecuador_2001-2014.pdf.
- Maeda, Eduardo E., Cláudia Maria De Almeida, Arimatéa De Carvalho Ximenes, Antonio R. Formaggio, Yosio E. Shimabukuro, y Petri Pellikka. 2011. “Dynamic Modeling of Forest Conversion: Simulation of Past and Future Scenarios of Rural Activities Expansion in the Fringes of the Xingu National Park, Brazilian

- Amazon”. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 13 (3): 435–46. doi:10.1016/j.jag.2010.09.008.
- MAG. 2017. “Sistematización del taller de diagnóstico rural participativo del sector ganadero en las zonas de implementación del proyecto mgci en la provincia de Morona Santiago”. Informe técnico. Macas: Ministerio de Agricultura y Ganadería.
- Magalhães Neto, Newton de, Heitor Evangelista, Thomas Condom, Antoine Rabatel, y Patrick Ginot. 2019. “Amazonian Biomass Burning Enhances Tropical Andean Glaciers Melting”. *Scientific Reports* 7 (16914). <https://www.nature.com/articles/s41598-019-53284-1>.
- Malek, Žiga, Luc Boerboom, y Thomas Glade. 2015. “Future Forest Cover Change Scenarios with Implications for Landslide Risk: An Example from Buzau Subcarpathians, Romania”. *Environmental Management* 56 (5): 1228–43. doi:10.1007/s00267-015-0577-y.
- MapBiomias. 2021. “La pérdida de vegetación nativa en América del Sur e Indonesia en las últimas dos décadas supera la superficie de Somalia”. <https://amazonia.mapbiomas.org/2022/11/11/la-perdida-de-vegetacion-nativa-en-america-del-sur-e-indonesia-en-las-ultimas-dos-decadas-supera-la-superficie-de-somalia/>.
- . 2024. “MapBiomias Amazonia Proyecto”. <https://amazonia.mapbiomas.org/proyecto/>.
- Maslin, Mark. 2021. “What is climate change?” En *Climate Change. A very short introduction.*, Fourth. Great Britain: British Library.
- McGarigal, Kevin, Eduard Ene, y Sam Cushman. 2023. “Contenido - Métricas de FragStats”. *FragStats*. <https://www.fragstats.org/index.php/documentation>.
- Mogrovejo, Pablo. 2017. “Bosques y cambio climático en Ecuador: el regente forestal como actor clave en la mitigación del cambio climático”. Tesis de posgrado, Quito, Ecuador: Universidad Andina Simón Bolívar. <https://repositorio.uasb.edu.ec/bitstream/10644/5862/1/T2432-MCCNA-Mogrovejo-Bosques.pdf>.
- Monteiro Junior, José Jorge, Emanuel Araújo Silva, Ana Luiza De Amorim Reis, y João Pedro Mesquita Souza Santos. 2019. “Dynamical spatial modeling to simulate the forest scenario in Brazilian dry forest landscapes”. *Geology, Ecology, and Landscapes* 3 (1): 46–52. doi:10.1080/24749508.2018.1481658.
- Monteros-Altamirano, Ivanova Mercedes. 2010. “Sociedad civil y conflictos socioambientales por la tala ilegal de madera en el Parque Nacional Yasuní. (El Parque Nacional de Redwoods, un modelo a seguir)”. Tesis de posgrado, Quito: Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales. <https://repositorio.flacsoandes.edu.ec/bitstream/10469/2051/4/TFLACSO-01-IMMA2010.pdf>.
- Moreno, Ambar, y Víctor García. 2017. “Análisis de las transiciones de los cambios de uso y cobertura del suelo mediante técnicas estadísticas y sistemas de información geográfica de los años (2001-2016) en el cantón Chambo, provincia de Chimborazo.” Tesis de pregrado, Riobamba: Universidad Nacional de Chimborazo. <http://dspace.unach.edu.ec/handle/51000/4206>.
- Morillo-Trujillo, Myriam Elizabeth. 2020. “Perspectivas territoriales frente al extractivismo en la Amazonía sur del Ecuador: La megaminería, el despojo territorial y la resistencia shuar por otras formas de existir”. Tesis de posgrado, Quito, Ecuador: Universidad Andina Simón Bolívar.

- <https://repositorio.uasb.edu.ec/bitstream/10644/7843/1/T3390-MEC-Morillo-Perspectivas.pdf>.
- Myers, Norman, Russell A. Mittermeier, Cristina G. Mittermeier, Gustavo A. B. da Fonseca, y Jennifer Kent. 2000. "Biodiversity Hotspots for Conservation Priorities". *Nature* 403 (6772): 853–58. doi:10.1038/35002501.
- Nascimento, Eric de Souza, Sonaira Souza da Silva, Leandra Bordignon, Antonio Willian Flores de Melo, Amintas Brandão, Carlos M. Souza, y Celso H. L. Silva-Junior. 2021. "Roads in the Southwestern Amazon, State of Acre, between 2007 and 2019". *Land* 10 (2): 106. doi:10.3390/land10020106.
- Nepstad, Daniel, Britaldo Filho, Frank Merry, André Lima, Paulo Moutinho, John Carter, Maria Bowman, et al. 2009. "The End of Deforestation in the Brazilian Amazon". *Science (New York, N.Y.)* 326 (diciembre): 1350–51. doi:10.1126/science.1182108.
- Ometto, Jean Pierre, Ana Paula Dutra-Aguiar, y Luiz Antonio Martinelli. 2011. "Amazon Deforestation in Brazil: Effects, Drivers and Challenges". *Carbon Management* 2 (5): 575–85. doi:10.4155/cmt.11.48.
- ONU. 2017. "Global Forest Watch: Una Nueva Plataforma Dinámica Para Proteger a Los Bosques Del Mundo". *UN Environment Programme*. noviembre 14. <http://www.unep.org/news-and-stories/news/global-forest-watch-una-nueva-plataforma-dinamica-para-proteger-los-bosques>.
- Oré, Luis, Miguel Quispe, Wendy Loarte, Edilberto Díaz, Casiano Aguirre, y Juan Oré. 2021. "Simulación geoespacial y temporal de la deforestación en el distrito de Nueva Requena, Ucayali". *Alpha Centauri* 2 (4): 57–74. doi:10.47422/ac.v2i4.66.
- Orta-Martínez, Martí, Antoni Rosell-Melé, Mar Cartró-Sabaté, Cristina O'Callaghan-Gordo, Núria Moraleda-Cibrián, y Pedro Mayor. 2018. "First Evidences of Amazonian Wildlife Feeding on Petroleum-Contaminated Soils: A New Exposure Route to Petrogenic Compounds?" *Environmental Research* 160. Environ Res: 514–17. doi:10.1016/j.envres.2017.10.009.
- Padilla, Oswaldo, Pablo Pérez, Mario Cruz, Sylvia Huilcamaigua, y Susana Astudillo. 2015. "Utilización de autómatas celulares como técnica de modelamiento espacial para determinación el cambio de uso de suelo y cobertura vegetal". *Ciencias Espaciales* 8 (1): 310–26. doi:10.5377/ce.v8i1.2055.
- Palacios, Iván. 2020. "Generación de un modelo de crecimiento tendencial urbano de la ciudad de Macas (Ecuador) al año 2030, mediante técnicas de modelación espacial". Tesis de posgrado, Barcelona: Universitat de Barcelona. https://diposit.ub.edu/dspace/bitstream/2445/171813/1/TFM_Palacios%20Orejuela_Ivan%20Fernando.pdf.
- Palacios, Iván, y Karol Arellano. 2021. "Modelo predictivo del cambio de cobertura forestal en el Área de Conservación Municipal Quílamo - cantón Morona". *Revista Geoespacial* 18 (1): 1–13. doi:<https://doi.org/10.24133/geoespacial.v18i1.2201>.
- Parry, Luke, Jos Barlow, y Heloisa Pereira. 2014. "Wildlife Harvest and Consumption in Amazonia's Urbanized Wilderness". *Conservation Letters* 7 (6): 565–74. doi:10.1111/conl.12151.
- Pathak, M, R Slade, P Shukla, J Skea, R Pichs-Madruga, y D Üрге-Vorsatz. 2022. "Climate Change 2022. Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change." Technical Summary. UK and New York: Cambridge University.

- https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg3/downloads/report/IPCC_AR6_WGIII_TechnicalSummary.pdf.
- Perz, Stephen, Silvia Brilhante, Foster Brown, Marcellus Caldas, Santos Ikeda, Elsa Mendoza, Christine Overdeest, et al. 2008. "Road building, land use and climate change: prospects for environmental governance in the Amazon". *Philosophical Transactions of the Royal Society B*.
- Phillips, Oliver L., Roel J. W. Brienen, y the RAINFOR collaboration. 2017. "Carbon uptake by mature Amazon forests has mitigated Amazon nations' carbon emissions". *Carbon Balance and Management* 12 (1): 1. doi:10.1186/s13021-016-0069-2.
- Pineda, María Cristina, German Flores, Mirza Castro, Pedro Jiménez, Gerardo Reyes, y Enrique López. 2015. "Cambios importantes en la cobertura de la tierra y análisis de transiciones sistemáticas en un sector del occidente de Honduras". *Ciencias Espaciales* 8 (2): 469–92. doi:10.5377/ce.v8i2.2093.
- PNUD. 2016. "Escenarios de deforestación futura en Paraguay". Informe técnico. Asunción: PNUD.
- Ponce, Diana. 2018. "Análisis de dos metodologías para la determinación de la tasa de deforestación y su aplicación en Morona Santiago". Tesis de pregrado, Quito: Escuela Politécnica Nacional. <https://bibdigital.epn.edu.ec/bitstream/15000/19556/4/CD-8953.pdf>.
- Pontius, Gil. 2002. "Statistical Methods to Partition Effects of Quantity and Location During Comparison of Categorical Maps at Multiple Resolutions". *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 68 (10): 1041–49.
- Pontius, Robert, Emily Shusas, y Menzie McEachern. 2004. "Detecting Important Categorical Land Changes While Accounting for Persistence". *Agriculture, Ecosystems & Environment* 101 (2–3): 251–68. doi:10.1016/j.agee.2003.09.008.
- Power, Conrad, Alvin Simms, y Roger White. 2001. "Hierarchical fuzzy pattern matching for the regional comparison of land use maps". *International Journal of Geographical Information Science* 15 (1). Taylor & Francis: 77–100. doi:10.1080/136588100750058715.
- Puig, Javier, y Mario Chacón. 2019. "América Latina, el monitoreo forestal y la mitigación del cambio climático". *Sostenibilidad*. octubre 15. <https://blogs.iadb.org/sostenibilidad/es/america-latina-el-monitoreo-forestal-y-la-mitigacion-del-cambio-climatico/>.
- Putz, Francis E., y Kent H. Redford. 2010. "The Importance of Defining 'Forest': Tropical Forest Degradation, Deforestation, Long-Term Phase Shifts, and Further Transitions". *Biotropica* 42 (1): 10–20. doi:10.1111/j.1744-7429.2009.00567.x.
- Quintana, Angélica. 2017. "Impacto de las causas próximas y subyacentes en el cambio del bosque andino y altoandino del municipio de Chámeza (Casanare – Colombia)". Tesis de posgrado, Colombia: Universidad Distrital Francisco José de Caldas. <http://repository.udistrital.edu.co/handle/11349/5869>.
- RAISG. 2012. "Amazonía bajo presión". <https://biblio.flacsoandes.edu.ec/libros/digital/56382.pdf>.
- . 2015. "Deforestación en la Amazonía (1970-2013)". <https://www.raisg.org/es/publicacion/deforestacion-en-la-amazonia-1970-2013-atlas/>.
- . 2020. "Amazonía Bajo Presión 2020". <https://dev.amazoniasocioambiental.org/es/publicacion/amazonia-bajo-presion-2020/>.

- . 2021. “Deforestación de la Amazonía, una epidemia ambiental en silencioso auge”. *RAISG*. <https://www.raisg.org/es/radar/deforestacion-de-la-amazonia-una-epidemia-ambiental-en-silencioso-auge/>.
- . 2022. “Deforestación en la Amazonía al 2025. Pasado y Futuro de la Deforestación en la Amazonía.” Informe técnico. Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada.
- Rajão, Raoni. 2012. “Monitoreo Basado en TICs de Deforestación Vinculada al Cambio Climático: El Caso de INPE en la Amazonia Brasileña”. Informe técnico. Reino Unido: Centro de Informática para el Desarrollo (CDI), Universidad de Manchester. https://www.niccd.org/wp-content/uploads/2017/11/NICCD_Monitoring_Case_Study_AmazonDeforestati_on_ESP.pdf.
- Ranta, Pertti, Tom Blom, Jari Niemela, y Elina Joensuu. 1998. “The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments | SpringerLink”. *Biodiversity & Conservation* 7: 385–403.
- República del Ecuador. 2019. “Primera Contribución Determinada a nivel Nacional para el Acuerdo de París bajo la Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático”. <https://unfccc.int/sites/default/files/NDC/2022-06/Primera%20NDC%20Ecuador.pdf>.
- Reyna, Adrian Eliceo, José Lizardo Reyna, y Carlos Julio Vincés. 2017. “Escenarios de crecimiento urbano 2017 y 2022 de la ciudad de Portoviejo Ecuador, a partir de autómatas celulares”. *Revista San Gregorio* 1 (19). Universidad San Gregorio: 20–33.
- Richter, Brian, Sandra Postel, Carmen Revenga, Thayer Scudder, Bernhard Lehner, Allegra Churchill, y Morgan Chow. 2010. “Lost in Development’s Shadow: The Downstream Human Consequences of Dams”. *Water Alternatives* 3 (2): 14–42.
- Rojas Briceño, Nilton Beltrán, Elgar Barboza Castillo, Jorge Luis Maicelo Quintana, Segundo Manuel Oliva Cruz, y Rolando Salas López. 2019. “Deforestación en la Amazonía peruana: índices de cambios de cobertura y uso del suelo basado en SIG”. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 0 (81). doi:10.21138/bage.2538a.
- Rosa, Isabel M. D., Drew Purves, Carlos Souza, y Robert M. Ewers. 2013. “Predictive Modelling of Contagious Deforestation in the Brazilian Amazon”. *PLOS ONE* 8 (10). Public Library of Science: e77231. doi:10.1371/journal.pone.0077231.
- Rudel, Thomas. 1995. “When Do Property Rights Matter? Open Access, Informal Social Controls, and Deforestation in the Ecuadorian Amazon”. *Human Organization* 54 (2): 187–94. doi:10.17730/humo.54.2.thk703kl21859469.
- Rudel, Thomas, y B Horowitz. 1993. “Tropical Deforestation. Small Farmers and Land Clearing in the Ecuadorian Amazon”. Informe técnico. New York: Columbia University Press.
- Ruiz, L, y L Moya. 1988. “Procesos sociales y estado en la Amazonia ecuatoriana”. Informe técnico. Quito: Cedime.
- Ruiz-Agila, Gabriela. 2022. “Pitahaya, La Fruta Que Deforesta Bosques Nativos En La Amazonía Ecuatoriana”. *openDemocracy*. <https://www.opendemocracy.net/es/fruto-deforesta-bosques-nativos-amazonia-ecuatoriana/>.
- Sacher, William. 2017. “Capítulo 4: Juego de las sillas en el sector megaminero ecuatoriano”. En *Ofensiva Megaminera en los Andes: Acumulación por desposesión en el Ecuador de la “Revolución Ciudadana”*. Quito: Abya Ayala. <https://www.rosalux.org.ec/pdfs/Ofensiva-megaminera-china-en-los-Andes.pdf>.

- Salas-Bourgoin, María Andreína. 2013. *Prospectiva territorial: aproximación a una base conceptual y metodológica*. Consejo de Desarrollo Científico, Humanístico, Tecnológico y de Las Artes de la Universidad de Los Andes. Mérida, Venezuela: Universidad de Los Andes.
- San Sebastián, Miguel, y Anna-Karin Hurtig. 2004. "Oil Exploitation in the Amazon Basin of Ecuador: A Public Health Emergency". *Revista Panamericana de Salud Publica* 15 (3). Rev Panam Salud Publica. doi:10.1590/s1020-49892004000300014.
- Sandoval-Hernández, Iván, y Maikol Castillo-Chinchilla. 2011. "Áreas protegidas de Costa Rica: Fragmentación, tamaño y forma". *Métodos en ecología y sistemática vol.6 (1-2): 21 -28 2011*, octubre. Instituto Centroamericano para la investigación en biología y conservación. <https://repositorio.una.ac.cr/handle/11056/21343>.
- Sasaki, Nophea, y Francis E. Putz. 2009. "Critical Need for New Definitions of 'Forest' and 'Forest Degradation' in Global Climate Change Agreements". *Conservation Letters* 2 (5): 226–32. doi:10.1111/j.1755-263X.2009.00067.x.
- Sierra, Rodrigo. 2013. "Patrones y factores de deforestación en el Ecuador continental, 1990-2010. Y un acercamiento a los próximos 10 años." Informe técnico. Quito: Conservación Internacional Ecuador y Forest Trends. https://www.forest-trends.org/wp-content/uploads/imported/RSierra_Deforestaci%F3nEcuador1950-2020_180313.pdf.
- Sierra, Rodrigo, Oscar Calva, y Alejandra Guevara. 2021. "La Deforestación en el Ecuador, 1990-2018. Factores promotores y tendencias recientes". Informe técnico. Quito, Ecuador: Ministerio de Ambiente y Agua del Ecuador, Ministerio de Agricultura del Ecuador, en el marco de la implementación del Programa Integral Amazónico de Conservación de Bosques y Producción Sostenible. https://www.proamazonia.org/wp-content/uploads/2021/06/Deforestacio%CC%81n_Ecuador_com2.pdf.
- Sloan, Sean, y Jeffrey A. Sayer. 2015. "Forest Resources Assessment of 2015 Shows Positive Global Trends but Forest Loss and Degradation Persist in Poor Tropical Countries". *Forest Ecology and Management, Changes in Global Forest Resources from 1990 to 2015*, 352 (septiembre): 134–45. doi:10.1016/j.foreco.2015.06.013.
- Smith, Charlotte C, John R Healey, Erika Berenguer, Paul J Young, Ben Taylor, Fernando Elias, Fernando Espíritu-Santo, y Jos Barlow. 2021. "Old-growth forest loss and secondary forest recovery across Amazonian countries". *Environmental Research Letters*, Letter 16, 16 (8). doi:10.1088/1748-9326/ac1701.
- SNP. 2023. "Guía para la formulación/actualización de Planes de Desarrollo y Ordenamiento Territorial - PDOT. Proceso 2023-2027". Informe técnico. Quito: Secretaría Nacional de Planificación. <https://www.planificacion.gob.ec/wp-content/uploads/2023/06/PDOT-ACUERDO-Nro.-SNP-SNP-2023-0049-A.pdf>.
- Soares-Filho, Britaldo, Leonado Corradi, Gustavo Coutinho, y William Leite. 2003. "Simulating the spatial patterns of change: through the use of Dinamica model". En *Actas XI SBSR*, 721–28. Brasil.
- Soares-Filho, Britaldo, Hermann Rodrigues, y William Costa. 2010. *Modelamiento de Dinámica Ambiental con DINAMICA EGO*. 2ª ed. Brasil: Centro de Sensoriamento Remoto/Universidade Federal de Minas Gerais. <https://docplayer.es/6392052-Modelamiento-de-dinamica-ambiental-con-dinamica-ego.html>.

- Sonter, Laura J., Diego Herrera, Damian J. Barrett, Gillian L. Galford, Chris J. Moran, y Britaldo S. Soares-Filho. 2017. "Mining Drives Extensive Deforestation in the Brazilian Amazon". *Nature Communications* 8 (1): 1013. doi:10.1038/s41467-017-00557-w.
- Southgate, Douglas, Rodrigo Sierra, y Lawrence Brown. 1991. "The Causes of Tropical Deforestation in Ecuador: A Statistical Analysis". *World Development* 19 (9): 1145–51. doi:10.1016/0305-750x(91)90063-n.
- STCTEA. 2021a. "Enfoque Socioeconómico de la Provincia de Morona Santiago". Boletín Informativo N°8. Puyo: Secretaría Técnica de la Circunscripción Territorial Especial Amazónica.
- . 2021b. "Plan Integral para la Amazonía 2021-2035". Instrumento de planificación territorial. Puyo: Secretaría Técnica de la Circunscripción Territorial Especial Amazónica.
- STPE. 2019. "Propuesta metodológica para la planificación prospectiva territorial de los gobiernos autónomos descentralizados". Secretaría Técnica Planifica Ecuador. <https://www.planificacion.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2019/09/Caja-de-herramientas-Prospectiva-Final.pdf>.
- Tandazo-Cabrera, Fredi. 2009. "Efectos de construcción de la carretera Evener-Macuma-Taisha sobre la cobertura boscosa del territorio de la Federación Independiente del Pueblo Shuar del Ecuador "FIPSE". Tesis de posgrado, Costa Rica: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. https://repositorio.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/4901/Efectos_de_construccion.pdf?sequence=1&isAllowed=y.
- Tax, Verónica, y Julio Recinos. 2013. "Escenario de expansión del cultivo de palma africana en el norte de Honduras". Tesis de pregrado, Honduras: Escuela Agrícola Panamericana Zamorano.
- Ter Steege, H, N Pitman, D Sabatier, H Castellanos, PVD Hout, DC Day, M Silveira, et al. 2003. "A spatial model of tree a-diversity and tree density for the Amazon". *Biodiversity and Conservation* 12 (11): 2255–77. doi:<https://doi.org/10.1023/A:1024593414624>.
- Turpo-Cayo, Yuri Efrain. 2018. "Modelagem de mudanças espaço-temporais de ambientes glaciais dos Andes do Sul - Peru". Tesis de posgrado, Brasil: Universidade Estadual de Feira de Santana. <https://renati.sunedu.gob.pe/handle/sunedu/753383>.
- Valarezo, Juan Carlos. 2016. "Introducción a la plataforma Global Forest Watch y su mapa interactivo para el monitoreo de áreas protegidas municipales y su aplicación como recurso investigativo y didáctico en la enseñanza de las ciencias ambientales." Manual Técnico. Fondo Regional del Agua.
- Valenzuela, Mississippi. 2022. "Markov chains and applications". *Selecciones matemáticas* 9 (1): 53–78. doi:10.17268/sel.mat.2022.01.05.
- Vallejo, Harvey, y Javier Medina. 2019. "Generación de un modelo de predicción espacial de la deforestación en la jurisdicción de Corpochivor para el periodo 2017-2047 basado en mapas de cobertura y análisis de variables espaciales con Dinamica EGO". *Revista Ibérica de Sistemas y Tecnologías de la Información RISTI* (E27): 540–52.
- Vargas, Víctor, Luz Muñoz, y Ángel García. 2020. "Implementación de autómatas celulares usando desarrollo dirigido por comportamiento". *Informador Técnico* 84 (1): 48–66. doi:10.23850/22565035.2257.
- Veit, Peter, David Gibbs, y Katie Reytar. 2023. "Bosques indígenas: algunos de los últimos sumideros de carbono de la Amazonía". *World Resources Institute*. abril

21. <https://es.wri.org/insights/bosques-indigenas-algunos-de-los-ultimos-sumideros-de-carbono-de-la-amazonia>.
- Vera, Antonio, y Luis Riera. 2004. “Desarrollo de alternativas silvopastoriles para rehabilitar pastizales en zona norte de la región amazónica ecuatoriana”. Manual Técnico. El Coca: Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias.
- Villa, J, C Aguilar, S Villacís, M Finer, y C Josse. 2022. “MAAP #170: Actividad Minera en Territorio Shuar Arutam (Amazonia Ecuatoriana)”. *MAAP*. <https://www.maaproject.org/2022/mineria-shuar-arutam-ecuador/>.
- Wasserstrom, Robert, y Douglas Southgate. 2013. “Deforestation, Agrarian Reform and Oil Development in Ecuador, 1964-1994”. *Natural Resources* 4 (1). Scientific Research Publishing: 31–44. doi:10.4236/nr.2013.41004.
- WWF. 2016. “Amazonía Viva - Informe 2016: Un enfoque regional para la conservación en la Amazonía”. Informe técnico. Iniciativa Amazonía Viva de WWF. Brasilia y Quito: World Wildlife Fund. http://awsassets.panda.org/downloads/amazon__spanish.pdf.
- . 2021. “Por qué la conectividad es tan importante para la vida silvestre y las personas”. *World Wildlife Fund*. <https://www.worldwildlife.org/descubre-wwf/historias/por-que-la-conectividad-es-tan-importante-para-la-vida-silvestre-y-las-personas>.
- WWF-Ecuador. 2022. “Análisis del Sistema de Explotación de la Balsa y sus Impactos Socio Económicos y Ambientales en Territorios Indígenas de Amazonía”. Para el proyecto: Aumento de la Capacidad de Ejecución y Cooperación para Combatir el Tráfico Ilegal de Fauna Silvestre y de Madera en la Región Andes- Amazonas. https://wwflac.awsassets.panda.org/downloads/analisis_explotacion_balsa.pdf.
- Young, Bruce, Simon Stuart, Janice Chanson, Neil Cox, y Timothy Boucher. 2004. “Disappearing Jewels: The Status of New World Amphibians”. Arlington, Virginia: NatureServe.
- Zurita-Arthos, Leo, y David Cotacahi. 2019. “Comunidades sostenibles: Análisis cartográfico y georreferenciado del Programa Socio Bosque”. Nota técnica. Banco Interamericano de Desarrollo. https://publications.iadb.org/es/publications/spanish/viewer/Comunidades_Sostenibles_An%C3%A1lisis_cartogr%C3%A1fico_y_georeferenciado_del_Programa_Socio_Bosque_es_es.pdf.

Anexos

Anexo 1: Variables explicativas consideradas para la simulación

